



Bodemsaneringsnormen voor fenolen in Vlaanderen

Een eerste advies

EINDRAPPORT

InCompany 
Milieuadvies

CHRISTIANNE HUIJS-VAN ZEIJL, PETRA SIJNESAEI EN LONNEKE WILMS

ONDERZOEK UITGEVOERD MET UNIVERSITEIT MAASTRICHT (NL) IN OPDRACHT VAN VITO, MOL, BELGIË
HEERLEN, DECEMBER 2000

OpenUniversiteitNederland

Colofon

Titel	Bodemsaneringsnormen voor fenolen in Vlaanderen. Een eerste advies.
Title	Soil sanitation standards for phenols in Flanders. A preliminary advice. (In Dutch)
Auteur(s) document	Christianne Huijs-van Zeijl, Petra Sijnesael en Lonneke Wilms
Uitgave	InCompany Milieuadvies, faculteit Natuurwetenschappen, Open Universiteit Nederland, Postbus 2960, 6401 DL Heerlen, NL. www.ou.nl/nw
Opdrachtgever	dhr. Nouwen, VITO, Mol, België
Projectteam IM	M1, Fenolen, IM2000
Projectmedewerker	Christianne Huijs-van Zeijl, (st.nr. 835548187; N40211) Open Universiteit Nederland wo(drs)-opleiding Toegepaste Natuurwetenschappen: Voeding & Toxicologie
Projectmedewerker	Petra Sijnesael, Universiteit Maastricht, Milieugezondheidskunde (drs-opleiding)
Projectmedewerker	Lonneke Wilms, Universiteit Maastricht, Milieugezondheidskunde (drs-opleiding)
Projectcoach	Harma Albering, Universiteit Maastricht dr. Wilfried Ivens, faculteit Natuurwetenschappen, Open Universiteit Nederland, Heerlen, NL
Examinator	dr. Evert Middelbeek. faculteit Natuurwetenschappen, Open Universiteit Nederland, Heerlen, NL
Versie nummer	
Datum eerste versie	
Laatst bijgewerkt	December 2000
	InCompany Milieuadvies hanteert de APA 5th Style als norm voor haar wetenschappelijke rapportages.
Referentie naar dit rapport	Christianne Huijs-van Zeijl (OUNL), Petra Sijnesael (UM), Lonneke Wilms (UM) (2000) Bodemsaneringsnormen voor fenolen in Vlaanderen. Een eerste advies. Onderzoek uitgevoerd met Universiteit Maastricht, Maastricht, NL in opdracht van VITO, Mol, B. [Soil sanitation standards for phenols in Flanders. A preliminary advice. (In Dutch)] Unpublished Bachelor's Thesis, Open Universiteit Nederland, Heerlen, NL

Historie	
Status	

Copyright	© 2000 Open Universiteit Nederland, Heerlen
	De auteursrechten op dit materiaal berusten bij de Open Universiteit Nederland. Behoudens uitzonderingen door de Wet gesteld mag zonder schriftelijke toestemming van de rechthebbende(n) op het auteursrecht niets uit deze uitgave worden vervaelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of anderszins, hetgeen ook van toepassing is op de gehele of gedeeltelijke bewerking. Copyright on this material is vested in the Open Universiteit Nederland. Save exceptions stated by the law no part of this publication may be reproduced in any form, by print, photoprint, microfilm or other means, included a complete or partial transcription, without the prior written permission of the publisher.

VOORWOORD

Als opdracht bij het Incompany Milieu Advies van de Open Universiteit Nederland en de Universiteit Maastricht is er voor het Vlaams Instituut voor Technologie Ontwikkeling (VITO) een onderzoek gedaan naar de normering van fenolen. Het VITO wil normen opstellen voor fenolen in bodem en grondwater. Er is een literatuuronderzoek gedaan naar de eigenschappen en het gedrag van een aantal fenolen.

Speciale dank gaat uit naar Wilfried Ivens, voor het overnemen van de managementtaken van de projectleider, en Harma Albering voor het geven van inhoudelijke adviezen. Verder willen we Dhr. Nouwen speciaal danken voor het aanleveren van de ondersteunende inhoudelijke stukken en voor het vertrouwen dat hij in ons heeft gesteld.

Christianne Huijs-van Zeijl
Petra Sijnesael
Lonneke Wilms
Maastricht - Roermond
November 2000

SAMENVATTING

Datum	12-12-2000
Auteurs	Christianne Huijs- van Zeijl, Petra Sijnesael, Lonneke Wilms
Opdrachtgever	VITO, Mol (Vlaanderen)
Opdrachtsomschrijving	Normering van fenolen in bodem en grondwater
	<p>Momenteel zijn er in Vlaanderen nog geen normen voor fenolen in bodem. De fenolen omvatten een brede groep van stoffen met elk specifieke toxicologische, fysico-chemische en biologische eigenschappen. Onduidelijk is of op grond van de fysicochemische parameters van de relevante fenolen in de normstelling individueel of als groep benaderd kunnen worden.</p> <p>In diverse landen is men al bezig (geweest) met de normstelling voor fenolen in bodem en grondwater. Mogelijk kan Vlaanderen leren van de aanpak die in deze landen gevolgd is.</p>
Status	Ter becommentariëring,
Versie	eindversie

In deze rapportage wordt een eerste advies gegeven over de normering van fenolen in Vlaanderen. Dit is gedaan aan de hand van een onderbouwing van het normenstelsel in Vlaanderen, vervolgens is er een selectie gemaakt van de relevante fenolen. Dit zijn fenol, chloorfenolen, pentachlorofenol en cresolen. Van deze fenolen zijn de fysicochemische eigenschappen, de bronnen, het voorkomen in milieucompartimenten en het gedrag in de bodem bepaald. Daarna zijn de toxicokinetiek en de gezondheidseffecten bekeken. Tot slot zijn de bestaande normeringen voor deze stoffen in Nederland, Duitsland en de Verenigde Staten bekeken en beoordeeld. De conclusie is dat fenolen in soorten moeten worden onderscheiden, zoals dat voor een aantal al in deze rapportage is gedaan. Voor elke groep dienen dan apart normen te worden uitgebracht. De stoffen kunnen niet als een geheel worden genormeerd omdat er stoffen zijn, zoals pentachlorofenol, die carcinogeen zijn voor de mens.

INHOUD

VOORWOORD	2
SAMENVATTING	3
1 INLEIDING.....	6
2 ONDERBOUWING VAN HET NORMENSTELSEL.....	7
2.1 TOXICOLOGISCHE GEGEVENS GEBRUIKT BIJ DE BEREKENING VAN DE BODEMSANERINGSNORMEN	7
2.2 AFLEIDING VAN DE BODEMSANERINGSNORMEN	8
2.2.1 <i>Modellerings van de blootstelling</i>	8
2.2.2 <i>Berekening van de normen uit de concentraties en de blootstelling</i>	9
2.2.3 <i>Bestemmingstypes</i>	10
2.2.4 <i>Invloed van het bodemtype</i>	11
2.3 AFLEIDING VAN DE BODEMSANERINGSNORMEN VOOR HET GRONDWATER	11
3 SELECTIE VAN RELEVANTE FENOLEN	13
3.1 OVERZICHT VLAAMSE MILIEUWETGEVING	13
3.1.1 <i>Oppervlaktewater</i>	13
3.1.2 <i>Bodem en grondwater</i>	14
3.1.3 <i>Afvalstoffen</i>	14
3.1.4 <i>Lucht</i>	14
3.1.5 <i>Drinkwater</i>	14
3.2 INTERNATIONALE AFSPRAKEN EN AANBEVELINGEN	14
3.3 SELECTIE VAN FENOLEN WAARVOOR BODEMSANERINGSNORMEN AFGELEID WORDEN	15
4 EIGENSCHAPPEN VAN DE STOFFEN.....	16
4.1 FENOL.....	16
4.1.1 <i>Fysicochemische eigenschappen</i>	16
4.1.2 <i>Bronnen</i>	16
4.1.3 <i>Voorkomen in milieucompartimenten</i>	16
4.1.4 <i>Gedrag in de bodem</i>	17
4.2 CRESOLEN	17
4.2.1 <i>Fysicochemische eigenschappen</i>	17
4.2.2 <i>Bronnen</i>	17
4.2.3 <i>Voorkomen in milieucompartimenten</i>	18
4.2.4 <i>Gedrag in de bodem</i>	18
4.3 CHLOROFENOLEN	19
4.3.1 <i>Fysicochemische eigenschappen</i>	19
4.3.2 <i>Bronnen</i>	19
4.3.3 <i>Voorkomen in milieucompartimenten</i>	20
4.3.4 <i>Gedrag in de bodem</i>	20
4.4 PENTACHLOROFENOL.....	20
4.4.1 <i>Fysicochemische eigenschappen</i>	20
4.4.2 <i>Bronnen</i>	21
4.4.3 <i>Voorkomen in milieucompartimenten</i>	21
4.4.4 <i>Gedrag in de bodem</i>	21
5 TOXICOLOGIE	22
5.1 FENOL.....	22
5.1.1 <i>Toxicokinetiek</i>	22
5.1.2 <i>Gezondheidseffecten</i>	22
5.2 CRESOLEN	23
5.2.1 <i>Toxicokinetiek</i>	23
5.2.2 <i>Gezondheidseffecten</i>	23
5.3 CHLOROFENOLEN	24
5.3.1 <i>Toxicokinetiek</i>	24
5.3.2 <i>Gezondheidseffecten</i>	24
5.4 PENTACHLOROFENOL.....	24
5.4.1 <i>Toxicokinetiek</i>	24

5.4.2	Gezondheidseffecten	25
6	BESPREKING VAN BUITENLANDSE NORMEN	26
6.1	FENOL.....	26
6.1.1	Normering in Nederland.....	26
6.1.2	Normering in de Verenigde Staten	27
6.2	CRESOLEN	27
6.2.1	Normering in Nederland.....	27
6.2.2	Normering in de Verenigde Staten	27
6.3	CHLOROFENOLEN	28
6.3.1	Normering in Nederland.....	28
6.3.2	Normering in de Verenigde Staten	29
6.4	PENTACHLOROFENOL.....	29
6.4.1	Normering in Nederland.....	29
6.4.2	Normering in de Verenigde Staten	30
6.5	NORMEN IN DUITSLAND	30
7	CONCLUSIE EN AANBEVELINGEN	32
	REFERENTIES	33
	BIJLAGE 1: SECTORALE LOZINGSNORMEN	35
	BIJLAGE 2: CERCLA-PRIORITEITENLIJST	37
	BIJLAGE 3: FYSICOCHEMISCHE PARAMETERS	38
	BIJLAGE 4: OVERZICHT NORMEN	39

1 INLEIDING

In Vlaanderen bestaan nog geen normen voor fenolen in bodem. In dit rapport worden de toxicologische gegevens en normen van een aantal fenolen in een aantal landen op een rij gezet, zodat er voor die fenolen een voorstel voor een norming kan worden opgesteld voor Vlaanderen.

Omdat fenolen een brede groep van stoffen vormen met specifieke eigenschappen is er, in overleg met de opdrachtgever, voor gekozen om de stoffen fenol, chlorofenolen, pentachlorofenol en cresolen in de rapportage mee te nemen. Van deze stoffen zijn de fysico-chemische en biologische parameters vermeld, die voor de humane blootstelling van belang zijn. Er is gekeken naar de bronnen waaruit de stoffen vrijkomen, hoe de stoffen in milieucompartimenten voorkomen en hoe ze zich in de bodem gedragen. Ook zijn er gegevens verzameld wat betreft de gezondheidseffecten voor de mens. Voor de stoffen is nagegaan wat de huidige normen zijn in Nederland, Duitsland en de Verenigde Staten. Hierbij wordt aangegeven waar deze normen op gebaseerd zijn. Ten slotte wordt er een aanbeveling gedaan voor de situatie in Vlaanderen.

In hoofdstuk twee wordt de onderbouwing van het normenstelsel in Vlaanderen beschreven en in hoofdstuk drie staat de selectie van de relevante fenolen voor deze rapportage. Hoofdstuk vier gaat over de stoffeigenschappen van fenolen, chlorofenolen, pentachlorofenol en cresolen. Dit hoofdstuk bestaat per stof uit de fysicochemische eigenschappen, de bronnen, het voorkomen in milieucompartimenten en het gedrag in de bodem. Hoofdstuk vijf behandelt de toxicologie van de stoffen en hoofdstuk zes gaat over de normering zoals die momenteel in Nederland, de Verenigde Staten en Duitsland wordt gehandhaafd. Tot slot vormt hoofdstuk zeven een aanbeveling voor de normering in Vlaanderen.

2 ONDERBOUWING VAN HET NORMENSTELSEL

In dit hoofdstuk worden de basisprincipes die toegepast worden bij het opstellen van de bodemsaneringsnormen, kort en bondig toegelicht.

2.1 Toxicologische gegevens gebruikt bij de berekening van de bodemsaneringsnormen

Zowel voor bodem als voor grondwater is het uitgangspunt van de normering voor de bestemmingstypes II tot en met V op dit ogenblik de bescherming van de mens. Bij bodem wordt in principe voor de hoofdfunctie landbouw (type II) ook rekening gehouden met toxiciteit voor gewassen en vee. Voor alle bestemmingstypes wordt in principe rekening gehouden met fytotoxiciteit. Voor de beschouwde organische verbindingen waren niet genoeg gegevens beschikbaar om deze aspecten te onderbouwen.

Voor het berekenen van de bodemsaneringsnormen werd zowel gebruik gemaakt van gegevens over aanvaardbare totale blootstelling als van gegevens over maximale concentraties in lucht en water.

Bij de toxiciteit van stoffen wordt een hoofddeling gemaakt tussen niet-carcinogene en carcinogene stoffen. Bij de niet-carcinogene stoffen is er een drempel waaronder geen nadelige effecten optreden (NOEL: No Observed Effect Level). Deze drempel kan als uitgangspunt dienen bij het vastleggen van aanvaardbare dosissen en concentraties. De dosis of concentratie voor mensen, waarboven nadelige effecten kunnen optreden, wordt meestal berekend uitgaande van dierenexperimenten met toepassing van veiligheidsfactoren voor de gemaakte extrapolaties. Bij genotoxische carcinogene stoffen wordt vooropgesteld dat er geen drempel is waaronder geen nadelige effecten optreden. Bij het vastleggen van aanvaardbare dosissen en concentraties moet bijgevolg eerst een aanvaardbaar risiconiveau vastgelegd worden. Ook hier liggen dierproeven meestal aan de basis van de effectbepaling. Daarnaast zijn de blootstellingsniveaus in de experimenten meestal veel hoger dan de reële blootstellingsniveaus van de mens. Voor de extrapolatie naar de lagere niveaus wordt gebruik gemaakt van modellen. Voor de extrapolatie vanuit experimenten worden eveneens veiligheidsfactoren gehanteerd.

Naast deze hoofddeling op basis van al dan niet-carcinogene eigenschappen, zijn er bij beide groepen verdere opsplitsingen mogelijk afhankelijk van het werkingsmechanisme. Op dit aspect wordt niet verder ingegaan. Bij de normering wordt hiervoor geen verder onderscheid gemaakt.

De toxiciteit van een stof is in vele gevallen afhankelijk van de weg langs dewelke ze toegediend wordt. Bij de tot nu toe genormeerde stoffen (met uitzondering van de reeds genormeerde gechloreerde verbindingen) werd de blootstelling alleen getoetst aan de toxicologische waarde voor orale blootstelling. Argument was toen dat de grote onzekerheden en de veiligheidsfactoren op de toxicologische waarden niet toelaten de inhalatoire en orale inname afzonderlijk in rekening te brengen. Voor de in dit rapport opgenomen stoffen en voor de nog te normeren stoffen, zal daarentegen wel getracht worden om rekening te houden met de toxicologische waarden voor zowel orale als inhalatoire inname. Dit wil zeggen dat de orale blootstelling zal getoetst worden aan de orale toxicologische waarde en dat de inhalatoire inname zal getoetst worden aan de inhalatoire toxicologische waarde. De combinatie van beide mag een bepaald criterium niet overschrijden. Dermale blootstelling wordt bijgeteld bij orale inname.

De bodemsaneringsnormen, die uit deze gegevens werden afgeleid, zijn in principe slechts geldig indien het om een verontreiniging met één component gaat. Bij een verontreiniging met meerdere componenten zou moeten rekening worden gehouden met mogelijke beïnvloeding zoals additiviteit, antagonisme of synergisme van effecten. De kennis hiervan is momenteel erg beperkt.

Voor de bodemsaneringsnormen is het uitgangspunt dat bij levenslange blootstelling aan de verontreiniging geen nadelige effecten mogen optreden.

Voor niet-carcinogene verbindingen kunnen, in volgorde van voorkeur, de volgende gegevens gebruikt worden:

- orale TDI volgens de WHO (WHO, diverse publicaties opgenomen in de referenties)
- orale chronische RfD volgens EPA (IRIS-databank, actualisatie per kwartaal, beschikbaar op internet <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>)
- orale TDI volgens RIVM (diverse publicaties opgenomen in de referenties)

- orale TDI volgens Umweltbundesamt (Hassauer, 1993)
- richtwaarden voor de luchtkwaliteit volgens de WHO (WHO, 1997)
- inhalatoire chronische RfD volgens EPA (IRIS-databank, actualisatie per kwartaal, beschikbaar op internet <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>)
- TCL (Toelaatbare Concentratie in lucht) volgens RIVM (diverse publicaties opgenomen in de referenties)
- richtwaarden voor de luchtkwaliteit volgens Umweltbundesamt (Hassauer, 1993).

TDI staat voor de Toelaatbare Dagelijkse Inname en komt overeen met de hoeveelheid die dagelijks gedurende een leven mag ingenomen worden zonder dat nadelige effecten zullen optreden. De RfD of Reference Dose van EPA heeft dezelfde betekenis. De meeste organisaties berekenen de TDI-waarden en analogen op basis van toegediende externe dosissen. De TDI-waarden volgens Umweltbundesamt zijn echter uitgedrukt als interne dosissen. Om de vergelijking te kunnen maken met de TDI van andere organisaties, moeten de TDI-waarden van Umweltbundesamt gedeeld worden door de erbij vermelde absorptiefactor. De eenheid voor TDI en RfD is mg per kg lichaamsgewicht per dag.

Voor carcinogene verbindingen moet een aanvaardbaar risico vastgelegd worden. Bij lage blootstellingsniveaus neemt men aan dat er een lineair verband bestaat tussen de kans op kanker en de blootstelling. De helling van deze rechte bepaalt het risico bij een bepaalde blootstelling. Voor de bodemsaneringsnormen wordt het optreden van één extra kanker geval per 10^5 levenslang blootgestelden als aanvaardbaar geacht. Dit getal is gebaseerd op vergelijking met de buitenlandse gegevens en wordt onder meer in de drinkwaterrichtlijnen van de WHO gehanteerd. Dezelfde gegevensbronnen als voor niet-carcinogene verbindingen worden gebruikt. De WHO gebruikt dan niet langer de term TDI, maar geeft een eenheidsrisico. Bij EPA gebruikt men de Cancer Slope Factor (CSF-factor). Dit is in beide gevallen het aantal extra kanker gevallen per eenheidsdosis bij levenslange blootstelling.

De toxicologische onderbouwing van de bodemsaneringsnormen is vergelijkbaar met de Nederlandse aanpak voor de interventiewaarden. Het aanvaardbare risico voor carcinogenen bedraagt er echter 1 op 10^4 levenslangblootgestelden. Ook andere buitenlandse normeringen gaan uit van de TDI of gelijkwaardige gegevens voor het bepalen van saneringsnormen. Door zowel International Agency for Research on Cancer (IARC) als US-EPA worden stoffen ingedeeld in carcinogeniteitsklassen. Deze indeling wordt gebaseerd op beschikbare informatie omtrent carcinogene effecten.

IARC deelt stoffen in volgens ondervermelde klassen:

- 1 : menselijk carcinogeen
- 2A : waarschijnlijk menselijk carcinogeen
- 2B : mogelijk menselijk carcinogeen
- 3 : niet klasseerbaar als menselijk carcinogeen
- 4 : waarschijnlijk niet carcinogeen voor de mens

Wat betreft carcinogeniteit, onderscheidt US-EPA volgende categorieën:

- A : menselijk carcinogeen
- B : waarschijnlijk menselijk carcinogeen
- B1 : beperkte evidentie bij de mens
- B2 : voldoende evidentie bij dieren, geen éénduidige of geen evidentie bij de mens
- C : mogelijk menselijk carcinogeen
- D : niet klasseerbaar als menselijk carcinogeen
- E : evidentie voor niet-carcinogeniteit bij de mens

De IARC-classificatie zal bij voorkeur gevolgd worden, overeenkomstig de voorkeur voor data van WHO.

2.2 Afleiding van de bodemsaneringsnormen

2.2.1 Modelleren van de blootstelling

Hoewel een in de bodem aanwezige verontreiniging voor de mens aanleiding kan geven tot nadelige effecten via direct contact met de bodem, is het risico bij bodemverontreiniging eveneens

het gevolg van het feit dat de verontreiniging zich vanuit de bodem kan verspreiden naar de omgeving.

Eens een verontreiniging in de bodem aanwezig is, verdeelt zij zich over de drie bodemfasen: bodemvocht, bodemlucht en vaste deeltjes. Van hieruit kan zij zich naar andere milieucompartimenten verplaatsen: water en lucht. Door contact met de bodem en met deze milieucompartimenten treedt blootstelling op. Afhankelijk van de grootte van de blootstelling ten opzichte van de aanvaardbare blootstelling kunnen al dan niet nadelige effecten verwacht worden.

Voor de modellering van de transport- en blootstellingswegen werd gebruik gemaakt van de formules zoals ze beschreven staan in "Basisinformatie voor risico-evaluaties" (OVAM, 1996). Deze formules zijn ook de basis van het HESP-model (Veerkamp 1994). HESP is het acroniem van Human Exposure to Soil Pollutants. Het model vertrekt van het optreden van een evenwichtssituatie. Er is dus geen evolutie in de tijd van de concentraties en de fluxen. Er wordt ook verondersteld dat de concentratie in de bodem steeds constant blijft op het aanvangsniveau. Er treedt geen uitputting op tengevolge van verspreiding of afbraak. Dit is uiteraard een conservatieve benadering, maar de noodzaak tot het gebruik van een algemeen en weinig gedetailleerd model brengt dit met zich mee. De normen worden immers opgesteld voor een beperkt aantal hypothetische situaties, zodat weinig specifieke gegevens kunnen worden ingevuld. Een gedetailleerd en realistischer model kan hier niet gebruikt worden. Zo'n model vergt immers het invoeren van een groot aantal locatiespecifieke kenmerken, die bij het opstellen van de normen niet gekend zijn.

Voor het uitvoeren van de berekeningen moeten een aantal parameters vastgelegd worden. Van de te normeren stof moet minstens gekend zijn: molmassa, oplosbaarheid, dampdruk, octanol-water verdelingscoëfficiënt en eventueel de permeabiliteitsconstante door kunststof. Wanneer andere parameters gekend zijn kunnen deze ingevuld worden, anders worden ze door het model berekend. De gebruikte parameters zijn opgenomen in bijlage 1. Gegevens voor de bodem, het klimaat, de locatie en de mens moeten eveneens ingevuld worden. Om differentiatie naar bestemming mogelijk te maken, is het noodzakelijk de relevante milieu-compartimenten, de blootstellingswegen en de risicogroepen vast te leggen. Verder moeten ook de parameters, die de kwantificering van de blootstelling bepalen, ingevuld worden.

De berekeningen van het blootstellingsmodel kunnen in drie delen gegroepeerd worden. Een eerste deel omvat de berekening van de verdeling van de verontreiniging in de bodem zelf. Het tweede deel omvat de berekening van de verspreiding naar de andere milieucompartimenten (lucht, water) en de concentraties in deze compartimenten. In het derde deel wordt berekend in welke mate de mens (volwassene of kind) in contact komt met de beschouwde milieucompartimenten, en wat de hieruit resulterende blootstelling of dosis is.

2.2.2 Berekening van de normen uit de concentraties en de blootstelling

De bodemsaneringsnorm volgt uit de berekeningen en voorwaarden:

$$\frac{\text{totale orale blootstelling} + \text{totale dermale blootstelling}}{(TDI; AD)_{\text{oraal}}} + \frac{\text{totale inhalatoire blootstelling}}{(TDI; AD)_{\text{inhalatoir}}} = RI$$

Per type blootstellingsweg wordt de blootstelling berekend (oraal, inhalatoir, dermaal). Hierbij wordt voor niet-carcinogenen telkens de achtergrondblootstelling bijgeteld. Onder achtergrondblootstelling wordt de blootstelling aan de beschouwde stof verstaan, die niet het gevolg is van de verontreiniging van de bodem. Hierdoor bekomt men de totale blootstelling per blootstellingsweg. Voor carcinogenen wordt de achtergrondblootstelling niet bijgeteld. Dit laatste is een wijziging in de berekening van bodemsaneringsnormen. Vervolgens worden de totale orale en de totale dermale blootstelling gesommeerd. De berekening van de risico-index (RI) loopt vervolgens verschillend naargelang het gaat om niet-carcinogene en om genotoxische carcinogene stoffen.

Voor niet-carcinogenen wordt de som van totale orale blootstelling en totale dermale blootstelling gedeeld door de orale TDI. De totale inhalatoire blootstelling wordt gedeeld door de inhalatoire TDI. De som van beide verhoudingen is de risico-index (RI). De risico-index wordt apart berekend voor kinderen en volwassenen. Voor de bodemsaneringsnormen mag de risico-index van de meest blootgestelde groep maximaal 1 bedragen.

Voor genotoxische carcinogenen wordt voor de totale orale en dermale blootstelling en voor de totale inhalatoire blootstelling telkens de levenslanggemiddelde blootstelling berekend. Uitgaande

van deze levenslanggemiddelde blootstelling wordt de risico-index berekend door telkens de blootstelling te delen door de overeenkomstige aanvaarde dosis (AD) voor carcinogene effecten (hier $1/10^5$) en deze verhoudingen te sommeren. De risico-index voor de bodemsaneringsnorm mag hier eveneens maximaal 1 bedragen. Een uitzondering vormt het bestemmingstype IV (recreatiegebied) waarbij de blootstelling voor carcinogenen niet uitgemiddeld wordt, omdat anders de verhoogde blootstelling gedurende de korte perioden van blootstelling over het hoofd gezien wordt.

Vervolgens wordt nagegaan of de berekende concentraties in milieucompartimenten voldoen aan bestaande normen of toxicologische waarden voor die milieucompartimenten. Het betreft hier drinkwater (tengevolge van permeatie doorheen leidingen), buitenlucht, binnenlucht, gewassen. Indien gegevens beschikbaar zijn, worden ook criteria gehanteerd voor toxiciteit voor dieren en planten. Deze data kunnen leiden tot het naar beneden bijstellen van de voorgestelde bodemconcentratie.

2.2.3 Bestemmingstypes

Er worden vijf bestemmingstypes gehanteerd:

Type I:	hoofdfunctie = natuur
Type II:	hoofdfunctie = landbouw en landelijk wonen
Type III:	hoofdfunctie = stedelijk wonen
Type IV:	hoofdfunctie = recreatie
Type V:	hoofdfunctie = industrie

De benadering voor type I komt hier niet aan bod omdat bij dit type hoofdzakelijk ecotoxicologische aspecten doorwegen. Voor de laatste vier types werden in totaal 6 scenario's opgesteld volgens dewelke de berekeningen werden uitgevoerd. De details van de scenario's zijn terug te vinden in "Basisinformatie voor risico-evaluaties" (OVAM, 1996). Per bestemmingstype werden soms meerdere scenario's opgesteld omdat niet a-priori kan bepaald worden in welke omstandigheden bodemverontreiniging het grootste risico zal stellen.

Type II (hoofdfunctie = landbouw en landelijk wonen)

Zowel kinderen als volwassenen zijn als risicogroep aanwezig. De blootstellingsroutes zijn de volgende:

- inhalatie van lucht en deeltjes
- ingestie van deeltjes
- ingestie van grondwater als drinkwater
- dermaal contact met water en deeltjes
- verbruik van groenten geteeld op de locatie
- verbruik van vlees en melk voortgebracht op het terrein.

Naast de effecten van de verontreiniging op de mens, moeten ook de effecten van de verontreiniging op gewassen en vee in rekening gebracht worden. De blootstelling wordt verondersteld levenslang op te treden.

Type III (hoofdfunctie = stedelijk wonen)

- inhalatie van lucht en deeltjes
- ingestie van deeltjes
- ingestie van leidingwater als drinkwater
- dermaal contact met water en deeltjes
- verbruik van groenten geteeld op de locatie

De blootstelling wordt verondersteld gedurende een heel leven plaats te vinden.

Type IV (hoofdfunctie = recreatie)

Er worden twee scenario's onderscheiden. Een eerste scenario beantwoordt aan een vakantieverblijf van twee dagen per week op een bepaald terrein. De blootstellingsroutes zijn deze van type III maar zonder verbruik van groenten. Het tweede scenario is verschillend voor volwassenen en kinderen. Voor volwassenen wordt uitgegaan van een persoon die dagelijks twee uren op het terrein aan sport doet. Voor kinderen wordt gedurende de zomer een dagelijks verblijf van enkele uren op een speelterrein aangenomen.

Type V (hoofdfunctie = industrie)

De blootstelling is beperkt tot beroepshalve aanwezige volwassenen, gedurende de beroepsactieve periode. De blootstellingsroutes zijn:

- inhalatie van lucht en deeltjes

- ingestie van deeltjes
- ingestie van leidingwater als drinkwater
- dermaal contact met deeltjes

Opnieuw worden twee scenario's onderscheiden. Het eerste scenario staat voor een situatie van arbeiders, die een groot deel van de dag buiten aan het werk zijn. Het tweede scenario heeft betrekking op de situatie van bedienden, die binnen werk verrichten.

2.2.4 Invloed van het bodemtype

Het gedrag van organische verontreinigingen in de bodem wordt in belangrijke mate beïnvloed door het gehalte organisch materiaal in de bodem. Organische verbindingen vertonen in functie van hun hydrofobiciteit een zekere affiniteit voor sorptie aan het organisch materiaal. Deze affiniteit wordt weergegeven door de verdelingscoëfficiënt bodem/water, die als het product van de verdelingscoëfficiënt organisch materiaal/water met de fractie organisch materiaal kan worden uitgedrukt.

Bij die verbindingen en bestemmingen waar de concentraties in de lucht en water een rol spelen bij de blootstelling, neemt het risico toe bij afnemend gehalte organisch materiaal. Hoe lager het gehalte organisch materiaal, hoe groter het aandeel van de verontreiniging dat zich in oplossing zal bevinden.

Voor Vlaanderen werd, uitgaande van de gegevens in databank AARDEWERK (Van Orshoven 1988) een standaardbodem gedefinieerd. Deze standaardbodem overeenkomend met het 50-percentiel van de gegevens bevat 2 % organisch materiaal en 10 % klei (Van Ranst 1994). De bodemsaneringsnormen worden telkens voor deze standaardbodem opgegeven. Voor organische verbindingen is er een omrekeningsformule voorzien voor toetsing van concentraties aan de normen bij afwijkend gehalte aan organisch materiaal.

$$N(y\%) = (N(2\%) \cdot Y)/2$$

N is de bodemsaneringsnorm bij een gehalte van y % respectievelijk 2 % organisch materiaal.

Strikt genomen is deze omrekening niet toepasbaar voor alle verbindingen en bij alle bestemmingen. Voor verbindingen waar bij een bepaalde bestemming bijvoorbeeld de ingestie van bodemdeeltjes doorweegt in het risico, heeft het gehalte organisch materiaal theoretisch geen invloed op de norm. In de meeste gevallen speelt het organisch materiaal echter wel een rol. Om een te grote complexiteit van het normenstelsel te vermijden, wordt de omrekening toch voor alle normen bij alle bestemmingen toegepast.

2.3 Afleiding van de bodemsaneringsnormen voor het grondwater

De bodemsaneringnormen voor het grondwater worden op analoge wijze afgeleid als de drinkwaterrichtlijnen van de WHO. Het principe is dat via het rechtstreekse verbruik van onbehandeld grondwater als drinkwater een bepaald percentage van de Toelaatbare Dagelijkse Inname mag opgenomen worden. De berekeningswijze is als volgt:

$$\text{Bodemsaneringsnorm } (\mu\text{g/l}) = \frac{\text{TDI} \cdot \text{W} \cdot \text{CF}}{\text{D} \cdot \text{RF}}$$

Met	TDI :	Toelaatbare Dagelijkse Inname (mg/kg d)
	W :	lichaamsgewicht (kg) (60 kg volgens WHO)
	D :	dagelijkse waterinname (l/d) (hier 2 l/d)
	RF:	reductiefactor ten opzichte van TDI
	CF:	correctiefactor van mg/l naar $\mu\text{g/l}$ (1000)

De reductiefactor voor de TDI wordt door WHO per stof bepaald op basis van het belang van de verschillende blootstellingswegen voor de stof bij de algemene bevolking. Bij de hier genormeerde stoffen stelt WHO dat maximaal 10 % van de TDI via drinkwater mag ingenomen worden, wat hun standaardwaarde is.

Bij de beschouwde verbindingen werden telkens de gegevens voor volwassenen gebruikt. Indien voor kinderen een strengere TDI bestaat, wordt deze gebruikt. Het lichaamsgewicht is dan 15 kg en de dagelijkse inname 1 liter per dag.

Voor genotoxische carcinogenen wordt de dosis bij $1/10^5$ gebruikt en wordt geen reductiefactor gehanteerd.

Indien de berekening leidt tot een grondwatersaneringsnorm, die de oplosbaarheid van de stof overschrijdt, dan wordt de oplosbaarheid als saneringsnorm genomen.

De bodemsaneringsnormen voor de bodem en het grondwater staan volledig los van elkaar. Twee redenen liggen hieraan ten grondslag. Omwille van de mobiliteit van het grondwater werd ervoor geopteerd om geen differentiatie in functie van gebruik in te voeren. Indien er een koppeling zou zijn met de erboven liggende bodem, dan zou die differentiatie wel nodig zijn. Daarnaast is de verdunning van een verbinding vanuit de bodem in het grondwater sterk afhankelijk van lokale factoren. De inschatting ervan in een abstract kader bevat een te grote onzekerheid om ze mee te nemen in de normering. Dit betekent wel dat het voldoen aan de bodemsaneringsnormen voor de vaste fase geen garantie inhoudt voor bescherming van het grondwater.

3 SELECTIE VAN RELEVANTE FENOLEN

Voor de selectie van de meest relevante fenolen waarvoor bodemsaneringsnormen dienen te worden afgeleid, wordt beroep gedaan op de bestaande Vlaamse milieuwetgeving en de internationale aanbevelingen en/of vereisten. Dit is enigszins indicatief voor wat betreft potentiële bronnen voor fenolen. Daarnaast is het wenselijk dat de berekende bodem- en grondwatersaneringsnormen gesitueerd worden ten opzichte van de bestaande wetgeving.

In dit hoofdstuk wordt een beknopt overzicht gegeven van de normen die zijn opgenomen in de bestaande Vlaamse wetgeving en dit is gedaan voor oppervlakte-, bodem- en grondwater, lucht en drinkwater. Voor gedetailleerde informatie wordt verwezen naar de wetteksten (Bocken 1992; VMM 1999).

3.1 Overzicht Vlaamse milieuwetgeving

3.1.1 Oppervlaktewater

De basiskwaliteitsnormen voor oppervlaktewater zijn opgenomen in Vlarem II bijlage 2.3.1:

Mediaan individueel gechloreerde fenolen ≤ 50 ng/l

Totale fenolen absolute gemeten waarde < 40 µg/l

Oppervlaktewater met bestemming drinkwaterproductie zoals opgenomen in Vlarem II bijlage 2.3.2 moet voldoen aan strengere voorwaarden:

Imperatieve grenswaarde fenolen = 0,1 mg/l (= 1 µg/l)

Oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterproductie dient volgens een bepaalde frequentie bemonsterd te worden zodanig dat een representatief beeld betreffende de waterkwaliteit verkregen wordt. Indien de kwaliteit merkkelijk beter is dan de basiskwaliteitsnormen kan de meetfrequentie verlaagd worden. Voor fenolen betekent dit dat:

Richtwaarde $< 0,001$ mg/l

Imperatieve grenswaarde $< 0,005$ mg/l

Indien de oppervlaktewaterkwaliteit uitzonderlijk goed is, kan besloten worden helemaal geen controles uit te voeren. Voor fenolen moet dan voldaan worden aan:

Imperatieve grenswaarde $< 0,001$ mg/l

Oppervlaktewater met bestemming zwemwater zoals opgenomen in Vlarem II bijlage 2.3.3 moet eveneens voldoen aan strengere voorwaarden dan de basiskwaliteitsnormen:

Grenswaarde fenol $\leq 0,05$ mg/l

Voor viswater moeten de concentraties beperkt blijven zodat de smaak van de vissen niet gewijzigd worden.

Verder is in de bepalingen voor het jaaremissieverslag Vlarem II bijlage 4.1.8 opgenomen dat voor lozingen op het water sommige fenolen bepaald moeten worden. Bij overschrijding van volgende drempelwaarden is melding verplicht:

Fenol	40 µg/l of 40 kg/jaar
2-amino-4-chlorofenol	0,1 µg/l of 0,5 kg/jaar
4-chloor-3-methylfenol	0,1 µg/l of 0,5 kg/jaar
2-chlorofenol	0,1 µg/l of 0,5 kg/jaar
3-chlorofenol	0,1 µg/l of 0,5 kg/jaar
4-chlorofenol	0,1 µg/l of 0,5 kg/jaar
2,4-dichlorofenol	10 µg/l of 10 kg/jaar
trichlorofenolen	1 µg/l of 1 kg/jaar

Kan je in het kort iets zeggen over de sectorale lozingsvoorwaarden (bijvoorbeeld welke fenolen komen voor en wat is de variatie op de sectorale lozingsvoorwaarden van deze fenolen (bijvoorbeeld min en max) (Bocken 1992; VMM 1999).

3.1.2 Bodem en grondwater

Momenteel zijn in VLAREBO geen normen voor fenolen opgenomen. Er is wel een grondwaternorm opgenomen in Vlarem II bijlage 2.4.1.C voor fenol:

Maximaal Toelaatbare Concentratie fenolen met uitzondering van natuurlijke fenolen welke niet op chloor reageren = 0,5 µg/l (Bocken 1992; VMM 1999).

3.1.3 Afvalstoffen

In het Vlaams reglement inzake afvalvoorkoming en -beheer (VLAREA) zijn diverse voorwaarden betreffende afvalstoffen opgenomen. Specifieke voorwaarden betreffende fenolen ontbreken. Overeenkomstig het Ministerieel Besluit van 19 november 1990 houdende nadere regelen omtrent de melding voor afvalstoffen bijlage 3 worden fenolen en fenolverbindingen afhankelijk van de omstandigheden gerekend tot de giftige afvalstoffen (code 028) en/of industriële afvalstoffen (code 405). Voor transport in en uit de Europese Unie worden fenolen, fenolverbindingen met inbegrip van chlorofenolen in de vorm van vloeistoffen en slik als afzonderlijke groep beschouwd (code AC 110, EU-verordening 259/93/EG van 1 februari 1993 en beschikking van de EU-commissie 94/721/EG van 21 oktober 1994). Behoudens deze specifieke bepalingen zijn natuurlijk een hele reeks algemene bepalingen van de afvalstoffenwetgeving van toepassing op deze categorie van stoffen. Voor meer informatie wordt verwezen naar de betreffende wetgeving (Bocken 1992; VMM 1999).

3.1.4 Lucht

De algemene emissiegrenswaarden voor industriële bronnen zoals opgenomen in Vlarem II bijlage 4.4.2 hebben betrekking op verschillende soorten fenolen. De concentratiebepalingen bij een massastroom per stof van 100 g/h of meer bedragen:

dichlorofenolen	20,0 mg/Nm ³
fenol	20,0 mg/Nm ³
cresolen	20,0 mg/Nm ³
nitrocresolen	20,0 mg/Nm ³
nitrofenolen	20,0 mg/Nm ³
trichlorofenolen	20,0 mg/Nm ³

In het Jaaremissieverslag Vlarem II bijlage 4.1.8 moet bij overschrijding van de drempelwaarde voor lucht van 100 kg/jaar voor pentachlorofenol de emissiegegevens in het jaarverslag opgenomen worden (Bocken 1992; VMM 1999).

3.1.5 Drinkwater

De Europese drinkwaterrichtlijn (Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen van 30.08.80) vermelden een maximaal toelaatbare concentratie van 0,5 µg/l voor fenolen.

3.2 Internationale afspraken en aanbevelingen

Heel wat fenolen komen voor op diverse prioriteitslijsten, waaronder (VMM, 1999a):

- Derde Noordzeeconferentie, Noordatlantische Oceaan (OSPAR) en Helsinki Commission (HELCOM) ter reductie van de emissies naar water en/of lucht
- EU-richtlijn 76/464/EEG betreffende verontreiniging veroorzaakt door bepaalde gevaarlijke stoffen bedoeld om de verder aquatische verontreiniging tegen te gaan en te reduceren. Voor fenolen behorend tot lijst I (zwarte lijst) dienen emissiegrenswaarden of kwaliteitsdoelstellingen vastgelegd te worden in dochterrichtlijnen. Voor lijst II stoffen (grijze lijst) wordt van de lidstaten verwacht dat ze emissiereductieprogramma's opstellen.
- Verordening 793/93 inzake de beoordeling en de beperking van de risico's van bestaande stoffen die bijzondere aandacht behoeven wegens hun effecten op mens en milieu.
- De ontwerprichtlijn water van de EU welke gericht is op de waterkwaliteit en de onderlinge afstemming van een aantal bestaande richtlijnen.
- De Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling (OESO) stelde op basis van het 'Endocrine Disrupting Chemicals Project' een lijst samen van potentieel hormonaal

verstorende stoffen waartoe sommige fenolen gerekend worden. Deze lijst werd opgenomen in de OSPAR-strategie.

- Het Rijn Actieprogramma van 1991 waarbinnen kwaliteitsobjectieven voor bepaalde prioritaire stoffen worden geformuleerd

Deze afspraken hebben voornamelijk betrekking op de compartiment lucht en water

De CERCLA-prioriteiten lijst van US-EPA, opgesteld op basis van een inventarisatie van verontreinigde locaties en de hier vastgetelde verontreinigingen, is te vinden op bijlage 2.

3.3 Selectie van fenolen waarvoor bodemsaneringsnormen afgeleid worden

Bij het opstellen van dit rapport hebben we een keuze moeten maken. Deze keuze is gemaakt in overleg met de opdrachtgever, hierbij spelen de CERCLA prioriteitenlijst, bestaande wetgeving in Nederland, de Verenigde Staten en Duitsland. Omdat er voor een aantal van de vermelde fenolen onvoldoende toxicologische en fysicochemische gegevens beschikbaar zijn en wegens tijdgebrek, is het niet mogelijk een advies uit te brengen voor alle soorten fenolen. In eerste instantie hebben we ons beperkt tot de eenvoudige fenolen. Later is dit nog toegespitst op fenol, cresolen, chlorofenolen en nitrofenolen. Deze laatste groep is echter afgevallen wegens tijdgebrek. Een reden om de chlorofenolen te behandelen is dat het Duitse beleid voor fenolen geheel gericht is naar chlorofenol, om precies te zijn pentachlorofenol (PCP). Voor fenol is gekozen omdat dit de meest eenvoudige fenol is. Wellicht kunnen eigenschappen hiervan geëxtrapoleerd worden naar andere fenolen. De keuze voor cresolen in plaats van nitrofenolen is vanwege het feit dat wij hier reeds meer onderzoek naar hadden verricht.

Aangezien fenolen dusdanig veel van elkaar verschillen wat betreft toxiciteit en fysico-chemische eigenschappen is verder onderzoek naar overige fenolen noodzakelijk.

4 EIGENSCHAPPEN VAN DE STOFFEN

In dit hoofdstuk worden de fysicochemische eigenschappen, de bronnen, het voorkomen van een stof in een milieucompartiment en het gedrag in de bodem per groep van de behandelde stoffen beschreven. Deze parameters zijn van belang voor het gedrag van fenolen in de bodem. Dit gedrag speelt een belangrijke rol bij de blootstelling van de mens en dus ook bij de modellering voor het afleiden van bodemnormen.

4.1 Fenol

4.1.1 Fysicochemische eigenschappen

	Formule	Molmassa	Oplosbaarheid	Dampdruk	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Henri-constante
Fenol ¹	C ₆ H ₆ O	94.11	67 g/l	0.357 mm Hg	1.46	1.21–1.96 ²	3,36 kPa (25 C)

¹ WHO 1994, phenol

² Sciences International, 1998, Tox. profile Phenol

4.1.2 Bronnen

Fenol komt in de lucht door emissies uit industriële bronnen. Een andere bron van fenol is varkensdrijfmest; fenol is aangetoond in de vluchtige componenten uit varkensdrijfmest. In uitlaatgassen van het wegverkeer met name in de uitlaatgassen van personenauto's is fenol aangetoond. Sigarettenrook, verbrandingsgassen van allesbranders en oxidatie van benzeen zijn ook bronnen van fenol (WHO, 1994).

Fenol komt van nature voor in sommige etenswaren zoals gerookte vleessoorten en zwarte thee. Het zit ook in menselijke en dierlijke uitscheidingsproducten en in composterend organisch afval. Het komt vrij bij bosbrand en zit in tabaksrook. Fenol is een van de belangrijkste metabolieten die vrijkomt bij de afbraak van benzeen. In de industrie wordt fenol gebruikt bij het vervaardigen van fenol-formaldehyde polymeren zoals synthetische vezels voor kleding en epoxyharsen. Het is ook in gebruik als desinfectans en schoonmaakmiddel in ziekenhuizen, toiletten en stallen. Verder komt het voor in medicijnen zoals neusdruppels, mondwater en antiseptische lotions. Fenol wordt gewonnen uit koolteer, maar het grootste deel wordt gesynthetiseerd. Door lozingen kan hiervan kan fenol in het grondwater terechtkomen.

4.1.3 Voorkomen in milieucompartimenten

De afbraak van fenol in lucht verloopt snel; overdag via een fotochemische reactie (halfwaardetijd 0,61 dag), 's nachts gebeurt de afbraak door een reactie met nitraatradicalen (geschatte halfwaardetijd 15 min).

In natuurlijk water wordt fenol snel afgebroken. Afhankelijk van de omstandigheden kan het in minder dan 1 dag compleet afgebroken worden. De afbraak vindt plaats door fotodegradatie zoals in de lucht, of door bacteriën. Hiervan wordt gebruik gemaakt bij waterzuiveringsinstallaties. Een te hoge fenolconcentratie (>200 mg/l) remt de afbraak. In de bodem wordt fenol afgebroken onder aërobe en anaërobe omstandigheden. Normaal gesproken is de halfwaardetijd 2 tot 5 dagen, maar een lage pH van de grondsoort en hoge concentraties van fenol kunnen de afbraak aanzienlijk remmen.

Fenol wordt door zijn productie en gebruik en door het verbranden van hout en uitlaatgassen voornamelijk vrijgemaakt in lucht en water. Fenol komt terecht in water via afvalwater van de industrie. In lucht verdwijnt fenol snel door vorming van hydroxylradicalen (halfwaardetijd is 14,6 uur). In water kan fenol langere tijd verblijven. Halfwaardetijden voor biodegradatie variëren van minder dan een dag (Rubin en Alexander 1983) tot 9 dagen in zouter water (Lee en Ryan 1979), afhankelijk van het watermonster. De halfwaardetijd van foto-oxidatie door fotochemisch geproduceerde peroxyradicalen is waarschijnlijk 19 uur. In grond vindt de biodegradatie van fenol in het algemeen snel plaats; echter biodegradatie van fenol in water of bodem kan gehinderd of voorkomen worden door de aanwezigheid van hoge, toxische concentraties van fenol of andere

chemicaliën, of door andere factoren zoals het ontbreken van nutriënten en micro-organismen. Als de biodegradatie voldoende traag verloopt zal fenol in oppervlaktewater onder invloed van UV licht foto-oxidatie ondergaan en zal fenol in de bodem uitloggen naar het grondwater. Aangezien planten fenol goed kunnen metaboliseren, is de blootstelling door het eten van groenten van fenolbevattende grond waarschijnlijk minimaal (Cataldo et al. 1987). Als fenol continu in bodem, lucht en water vrijkomt uit een puntbron, kan fenol voor veel langere perioden in deze media verblijven.

4.1.4 Gedrag in de bodem

Gebaseerd op de K_{oc} , kan verwacht worden dat fenol in bodem naar het grondwater uitloopt. Echter de degradatiesnelheid van fenol in bodem kan zo snel zijn, behalve in geval van een grote verontreiniging of een continue verontreiniging, dat de kans op grondwaterverontreiniging klein is. (Ehrlich et al. 1982). De sorptiecoëfficiënt van fenol door bodem neemt toe bij toename van percentage organische stof in bodem, hetgeen erop kan duiden dat organische stof de belangrijkste fenolabsorberende component is (Xing et al. 1994). Vanwege de pK_a van fenol (9,686 bij 20°C) zal het zich in water en vochtige grond voornamelijk in gedissocieerde toestand bevinden, waardoor het transport in het milieu sterk afhankelijk is van de pH van het medium.

Hoewel degradatie van fenol langzamer plaatsvindt onder anaërobe omstandigheden, wijst de literatuur erop dat fenol snel en bijna volledig gedegradieerd kan worden in bodem, zowel onder aërobe als anaërobe omstandigheden (HSDB 1997).

Er zijn achtergrondwaarden van fenol in niet-verontreinigd grondwater gerapporteerd tot 1 ppb en kunnen variëren van 0.01 tot 1 ppb in niet-verontreinigde rivieren (Thurman 1985).

De aanwezigheid van fenol in grondwater wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het gebruik van gecontamineerd grond- of oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater.

4.2 Cresolen

4.2.1 Fysicochemische eigenschappen

	Formule	Molmassa	oplosbaarheid	Dampdruk	Log K_{ow}	Log K_{oc}	Henri-constante
Ortho-cresol ³	C_7H_8O	108.14	25.95 g/l (25°C)	0.31 mm Hg (25°C)	1.95	1.03 ⁴	9,8 kPa (25 C)
Meta-cresol ³	C_7H_8O	108.14	22.70 g/l (25°C)	0.143 mm Hg (25°C)	1.96	1.54 ⁴	4,7 kPa (25 C)
Para-cresol	C_7H_8O	108.14	21.52 g/l (25°C)	0.13 mm Hg (25°C)	1.94	1.69 ⁴	4,4 kPa (25 C)

³ WHO 1994, cresols

⁴ Syracuse Research Corporation, 1992

4.2.2 Bronnen

Er zijn drie groepen gerelateerde cresolen, te weten: ortho-, meta- en para-cresol.

Cresolen zijn natuurlijke producten die zich in vele soorten voedsel en in menselijke en dierlijke urine bevinden. Ze zijn ook te vinden in hout, tabaksrook, ruwe olie en koolteer. Ze kunnen ook door de mens worden vervaardigd en worden dan gebruikt als desinfectanten en desodoriseerders, als oplosmiddel of als startchemicaliën om andere chemicaliën te vervaardigen. Cresolen worden vaak geproduceerd als metabolische tussenproducten in de degradatie van gebonden fenolen door micro-organismen in de bodem.

O-cresol wordt voornamelijk gebruikt als oplosmiddel of desinfectant. P-cresol wordt voornamelijk gebruikt bij de productie van anti-oxidanten. M-cresol speelt een belangrijke rol bij productie van contactherbiciden en insecticiden. Veel smaakstoffen en anti-oxidanten worden ook van m-cresol gemaakt. Ruwe cresolen worden gebruikt als houtverduurzamers (WHO 1995).

Mensen worden hoogstwaarschijnlijk aan cresolen blootgesteld door ze in te ademen of door ze te eten en drinken. Er is niet genoeg informatie wat betreft de achtergrondwaarden in lucht, bodem en water. Er is wel bekend waar ze vrijkomen.

Cresolen in de lucht worden veroorzaakt door uitlaatgassen van auto's en fabrieken. Ook sigarettenrook bevat cresolen. Enkele voedingsproducten die cresolen bevatten zijn: tomaten, asperges, kaas, boter, ham en gerookte voedingsmiddelen. Dranken met cresolen zijn: koffie, zwarte thee, wijn, whisky, brandy en rum. (SRC 1992)

4.2.3 Voorkomen in milieucompartimenten

Cresolen kunnen niet snel uit water verdampen, maar in rivieren en meren kunnen zij snel verwijderd worden door bacteriën. Opgeloste cresolen kunnen in de grond doordringen in grondwaterbronnen. Wanneer cresolen in het water zitten kunnen ze daar maanden verblijven zonder te veranderen. (SRC 1992)

Cresolen in oppervlaktewater kunnen worden veroorzaakt door wegspoeling van terrestrische bronnen, evenals door de endogene bronnen zoals aquatische planten, dieren en microben. Cresolen zijn natuurlijke componenten van ruwe olie en koolteer. Ze worden echter ook synthetisch geproduceerd.

De belangrijkste antropogene bron van cresolen voor water, zijn accidentele lozingen tijdens het produceren, gebruik, transport en opslag van cresolen of aanverwante producten. Cresolen worden echter ook (in lage concentraties) constant uitgestoten door motorvoertuigen op petroleumgebaseerde brandstoffen. Waterwegen kunnen dus ook gecontamineerd raken met cresolen door het scheepsverkeer. Door de industrie worden cresolen in oppervlaktewateren geloosd. Over het algemeen zullen cresolen zeer snel in water degraderen. In grondwater daarentegen kunnen ze persisteren door een gebrek aan microbes en/ of door anaërobe omstandigheden. Cresolen worden op grote schaal in het grondwater geloosd door het lekken uit afvalcontainers, en uit opslagplaatsen voor gevaarlijk afval

Microbiële activiteit kan een belangrijke bijdrage leveren aan de hoeveelheid cresolen in de bodem. Mest van pluimvee bevat een gemiddelde concentratie p-cresol van 11,7 mg/kg (Yasuhara 1987). Ook bevatten verschillende lipide plantbestanddelen cresolen (Fiege en Bayer 1987). Dit heeft tot gevolg dat natuurlijke cresolen constant terechtkomen in de bodem. Ook afvalcontainers en grazende dieren kunnen bijdragen aan de concentratie cresolen in bodem.

In het algemeen degraderen cresolen in bodem zeer snel. Echter onder anaërobe omstandigheden of door de toxische effecten van hoge concentraties cresolen kunnen cresolen persistent zijn.

Fysische en chemische eigenschappen van een stof en de plaatsgerelateerde karakteristieken van het milieu (bijvoorbeeld percentage organische stof) zijn van invloed op het transport en de verdeling van die stof in het milieu. De fysische en chemische eigenschappen van de drie isomeren cresolen lijken voldoende op elkaar om aan te nemen dat ze zich op een zelfde manier in het milieu gedragen (Lyman et al. 1982). Swann et al. (1983) heeft een k_{oc} berekend uit de k_{ow} van de drie isomeren, deze blijkt overeen te komen met experimentele waarden (Boyd 1982, Koch en Nagel 1988). Voor deze absorptie studies blijkt de mobiliteit van cresolen in de bodem te voorspellen met de k_{ow} . De mobiliteit van cresolen blijkt echter niet alleen te verklaren door de partitie van water. De OH-groep van cresolen kan relatief sterke waterstofverbindingen aangaan met actieve plaatsen in bodem, zodat de mobiliteit in bodem afhangt van de mate waarin deze verbindingen gevormd worden (Artiola-Fortuny & Fuller 1982; Boyd 1982; Southworth en Keller 1986). De hoeveelheid gevormde H-bruggen is sterk afhankelijk van de pH van het medium, de grondsoort, de hoeveelheid ijzeroxide, anion uitwisselingscapaciteit en de hoeveelheid organisch materiaal. Uit de literatuur kan geen eenduidige conclusie getrokken worden over welke grondsoort actieve bindingsplaatsen voor cresolen bevat. Zo bindt m-cresol sterk aan een bodem met hoog percentage klei volgens Southworth & Keller (1986), maar vinden Luh & Baker (1970) bewijzen dat dit niet zo is.

4.2.4 Gedrag in de bodem

De cresol isomeren kunnen snel verwijderd worden uit de diverse milieucompartimenten. Biodegradatie is het belangrijkste verwijderingsmechanisme in water onder aërobe omstandigheden, de halfwaardetijd ($t_{1/2}$) is een dag tot een week. Ook onder anaërobe omstandigheden is biodegradatie het belangrijkste verwijderingsmechanisme, echter hier is de halfwaardetijd in de orde van grootte van weken tot maanden. Onder aërobe omstandigheden in de bodem is biodegradatie ook belangrijk, halfwaardetijden zijn echter onzeker vanwege andere factoren in bodem, maar hier is de halfwaardetijd een week of minder.

Tegenstellingen in degradatiesnelheid in de literatuur Dobbins en Pfaender (1988), waar de halfwaardetijd varieert van 46 dagen tot een jaar, tegenover Namkoong et al (1988) met een halfwaardetijd van 1,6 dagen voor o-cresol, p-cresol, onmeetbaar snel, en m-cresol met een $t_{1/2}$

van 0,6 dag, kunnen waarschijnlijk verklaard worden door verschillen in onderzoeksmethode. Namkoong (1988) heeft gaschromatografie gebruikt om de snelheid van het verdwijnen van cresolen vast te stellen, terwijl Dobbins en Pfaender (1988) CO₂ verval gebruikt hebben om de vormingssnelheid van koolstofdioxide te bepalen. Uit de beschikbare gegevens kan afgeleid worden dat cresolen snel degraderen in bodem, waarschijnlijk worden ze geïncorporeerd in bodemmicro-organismen, maar dat cresolen slechts langzaam mineraliseren. Cresolen in grondwater kunnen persistent zijn vanwege een gebrek aan microben en / of door anaërobe omstandigheden.

4.3 Chlorofenolen

4.3.1 Fysicochemische eigenschappen

	Formule	Molmassa	oplosbaarheid	Dampdruk	Log K _{ow}	Henri-constante
2-Chlorofenol ^{7,8}	C ₆ H ₅ ClO	128,56	2,8g/100g (25 C)	2,53 mm Hg	2,15	1,12*10 ⁻⁵ atm-m ³ /mol ⁹
3-Chlorofenol ^{7,8}	C ₆ H ₅ ClO	128,56	2,6g/100g (25 C)	0,1252 mm Hg	2,50	3,45*10 ⁻⁷ atm-m ³ /mol ⁹
4-Chlorofenol ^{7,8}	C ₆ H ₅ ClO	128,56	2,7g/100g (25 C)	0,089 mm Hg	2,41	6,27*10 ⁻⁷ atm-m ³ /mol ⁹
2,4-dichlorofenol ⁷	C ₆ H ₄ Cl ₂ O	163,00	4500 mg/L ⁹	0,1155 mm Hg ⁹	3,17	5,51*10 ⁻⁶ atm-m ³ /mol ⁹
3,5-dichlorofenol ⁷	C ₆ H ₄ Cl ₂ O	163,00	5380 mg/L ⁹	0,00842 mm Hg ⁹	3,48	2,44*10 ⁻⁷ atm-m ³ /mol ⁹
2,3-dichlorofenol ⁷	C ₆ H ₄ Cl ₂ O	163,00	3600 mg/L ⁹	0,058 mm Hg ⁹	2,84	3,08*10 ⁻⁷ atm-m ³ /mol ⁹
2,6-dichlorofenol ⁷	C ₆ H ₄ Cl ₂ O	163,00	1900 mg/L ⁹	0,033 mm Hg ⁹	2,57	2,67*10 ⁻⁶ atm-m ³ /mol ⁹
2,4,5-trichlorofenol ⁷	C ₆ H ₃ Cl ₃ O	197,45	1200 mg/L ⁹	0,0075 mm Hg ⁹	3,83	1,62*10 ⁻⁶ atm-m ³ /mol ⁹

⁷ Makovskaya 1995

⁸ Morrison 1980

⁹ <http://www.chemfinder.com>

Chlorofenolen vormen een groep van in totaal 19 verschillende organische verbindingen. Deze verbindingen worden gekenmerkt door een basisstructuur die uit een benzeenring bestaat met daaraan een hydroxylgroep en één tot maximaal vijf chlooratomen gekoppeld.

4.3.2 Bronnen

Chlorofenolen worden in hoofdzaak door de mens (direct of indirect) in het milieu gebracht. In Nederland zijn er normen en richtwaarden voor bodem en grondwater en voor oppervlaktewater en waterbodan.

Chlorofenolen komen van nature in het milieu voor als metaboliëten van bepaalde flora en fauna, maar ze kunnen ook door de mens worden gemaakt via directe en indirecte route. Dit laatste is dan ook de oorzaak van de concentraties in het milieu. In Zweden en Finland is het gebruik van chlorofenolen verboden. Ze worden in Nederland ook niet meer geproduceerd. De belasting van het milieu is de laatste jaren dan ook afgenomen. Gezien de huidige emissies is alleen pentachlorofenol van belang. (WHO, 1989)

Het feit dat ze nu niet meer geproduceerd worden betekent niet dat ze niet meer relevant zijn voor bodemverontreiniging. Men moet rekening houden met historische bodemverontreiniging.

4.3.3 Voorkomen in milieucompartimenten

Chlorofenolen kunnen door biologische en niet-biologische processen uit het milieu worden afgebroken. Degradatie verloopt het moeilijkst bij de hogere chlorofenolen en bij de fenolen met het chlooratoom in de meta-positie. Hierdoor kunnen de chlorofenolen enige tijd in de bodem aanwezig zijn.

Chlorofenolen kunnen in verschillende concentraties voorkomen in groenten zoals wortelen, aardappelen, kolen en bieten, omdat het is gebruikt als groeiregulator, tevens is het gevonden in melk en in kippen, maar niet in hun vlees.

Lage niveaus van de lagere gechloreerde fenolen zijn gevonden in het serum, urine, en vetreserves van de mens. De grootste bron van deze chlorofenolen is voedsel en drinkwater.

Blootstelling aan chlorofenolen, behalve pentachlorofenol, kan veroorzaakt worden door ingestie, inhalatie of dermale blootstelling. Hoofdzakelijk zal de algemene populatie worden blootgesteld door ingestie van voedsel en drinkwater dit hoort eerder bij achtergrondblootstelling van menselijke populaties.

Over het voorkomen in milieu-compartimenten wat betreft chlorofenolen is weinig bekend.

4.3.4 Gedrag in de bodem

Chlorofenolen absorberen sterk aan een zure bodem, en aan bodems met een hoog percentage organische stof. Uitloggen is een significant proces voor 'normale' en minerale bodem. Chlorofenolen die niet gedegradieerd worden in water, worden opgenomen in het sediment, waarschijnlijk door adhesie aan sedimentdeeltjes. In sediment kunnen hogere (tetra- en penta-) chlorofenolen jaren persisteren; voor lagere chlorofenolen is dit niet bekend, waarschijnlijk absorberen deze minder aan bodem- en sedimentdeeltjes. (WHO 1989)

Chlorofenolen worden uit het milieu verwijderd door zowel biologische als non-biologische degradatie. Ultraviolette straling kan chlorofenolen in enkele uren of dagen afbreken. Een groot aantal bacteriën en fungi zijn in staat om chlorofenolen te degraderen. Degradatie verloopt over het algemeen het traagst voor de hogere chlorofenolen, en voor de chlorofenolen met een chloorgroep in de 'meta' positie. Eerdere blootstelling aan een bepaald chlorofenol of aan een verwante verbinding stelt micro-organismen in staat om de verbinding onmiddellijk en / of sneller te metaboliseren, waarschijnlijk door het induceren van de benodigde enzymen. Over het algemeen is aërobe degradatie sneller dan anaërobe degradatie. (WHO 1989)

Verdampingssnelheid en mate van absorptie van PCP en waarschijnlijk van andere fenolen zijn omgekeerd evenredig met de pH. Tekort aan zuurstof, anorganische nutriënten, of organische stof kunnen de biodegradatiesnelheid van verschillende lagere chlorofenolen beïnvloeden. Hogere temperaturen verhogen de snelheden van verdamping, fotolyse en microbiële degradatie (tot een bepaald maximum) van chlorofenolen. (WHO 1989)

Bioaccumulatie van chlorofenolen is gemiddeld, de meeste bioconcentratiefactoren (BCFs) liggen ruwweg tussen 100 en 1000. De BCF neemt meestal toe met het aantal chloorgroepen, en is onafhankelijk van het type organisme. Wanneer de blootstelling aan chlorofenolen stopt, verdwijnen deze snel uit de biota, dit duidt erop dat geobserveerde accumulatie in veldexperimenten eerder het gevolg is van langdurige blootstelling dan van persistentie. (WHO 1989)

4.4 Pentachlorofenol

4.4.1 Fysicochemische eigenschappen

	Formule	Molmassa	oplosbaarheid	dampdruk	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Henri-constante
Pentachloro-fenol ⁵	C ₆ HCl ₅ O	266.4	2 g/l (20°C, pH 7)	2*10 ⁻⁶ kPa (20°C)	3.32 (pH 7.2)	4.5 ⁶	34*10 ⁻⁶ atm-m ³ /mol ⁶

⁵ WHO 1987

⁶ Clement int 1994

4.4.2 Bronnen

Pentachlorofenol is een door de mens gemaakte substantie die niet van nature in het milieu voorkomt. Pentachlorofenol wordt gemaakt door een stapsgewijze chlorering in het bijzijn van catalysatoren. Ook komt het vrij bij de alkaline hydrolyse van hexachloorbenzeen.

Bij de EPA stond pentachlorofenol geregistreerd als insecticide, fungicide, herbicide, algicide, desinfectant en als anti-verontreiniging voor verf, tegenwoordig is het alleen nog gebruikt als pesticide. Het hoofddoel van pentachlorofenol is het verduurzamen van hout. Het is niet meer beschikbaar als fungicide of insecticide voor het thuisgebruik, maar is alleen nog nodig voor de productieprocessen van deze middelen.

4.4.3 Voorkomen in milieucompartimenten

Pentachlorofenol is een veelgebruikt pesticide in de VS geweest. Het wordt dan ook in alle milieucompartimenten gevonden. Tegenwoordig komt er niet meer zoveel pentachlorofenol in het milieu terecht omdat de stof niet meer zoveel wordt gebruikt.

Pentachlorofenol is stabiel wat betreft hydrolyse en oxidatie, maar kan snel door zonlicht worden gefotolyseerd en gemetaboliseerd door micro-organismen dieren en planten.

De stof wordt sneller door de bodem en door sedimenten geadsorbeerd onder zure omstandigheden dan onder neutrale of basische omstandigheden.

PCP kan worden gevonden in menselijke urine, bloed en vetweefsel. Menselijke blootstelling aan PCP kunnen plaatsvinden door inhalatie, ingestie van vervuild water of voedsel en door direct dermaal contact met houtproducten die met PCP zijn behandeld.

PCP is gevonden in oppervlaktewater en sedimenten, in regenwater, in drinkwater, aquatische organismen, bodem en voedsel, en in menselijke urine, bloed en vetweefsel. PCP komt in het milieu terecht door verduurzaming van hout.

Biodegradatie is het grootste transformatie mechanisme voor PCP in de bodem. PCP wordt snel gemetaboliseerd door geacclimatiseerde micro-organismen. Speciale schimmelsoorten kunnen PCP ook transformeren (Cserjesi 1967). De halfwaardetijd van PCP ligt meestal tussen de 2 en 4 weken. Tijdens overstromingen is de halfwaardetijd van PCP 10 tot 70 dagen, bij een onbeplante bodem is dit 20 tot 120 dagen, waarbij de mate van reactie verhoogd wordt met de hoeveelheid organische stof. De biotransformatie is hoger bij overstroomde gebieden dan bij aërobe, onbeplante gebieden.

4.4.4 Gedrag in de bodem

Pentachlorofenol bindt goed aan bodemdeeltjes en kan met water meebewegen.

PCP is in de bodem terechtgekomen omdat het jarenlang als pesticide is gebruikt, door de uitloging van behandelde houtproducten, atmosferische depositie en lozingen door industrieën. Het meeste PCP is uit rivieren in de modderige bodem terechtgekomen.

Via natte depositie kan PCP uit de atmosfeer in de bodem terechtkomen. Atmosferisch pentachlorofenol is getransformeerd door fotolyse. In oppervlaktewater ondergaat PCP biotransformatie en fotolyse. Adsorptie van PCP in de bodem is afhankelijk van de pH van de bodem. Bij een hogere pH wordt de stof beter geïoniseerd. De adsorptie is het laagste in een zuur milieu. PCP is dus het meest mobiel in een zure organische bodem. In de bodem speelt fotolyse geen grote rol bij de transformatie en het transport.

Vervluchtigen van PCP uit de bodem of uit een waterig milieu wordt niet waarschijnlijk geacht, omdat PCP een lage dampdruk heeft. PCP verdampt echter wel goed van behandeld hout (Pignatello et al 1993). De mobiliteit en de adsorptie in de bodem zijn bijna geheel afhankelijk van de pH van de bodem. Als de organische component van PCP toeneemt, neemt ook de adsorptie toe. Maximale adsorptie vindt plaats bij een pH tussen 4,6 en 5,1. PCP kan uitloggen in de bodem vanuit behandeld hout. Uit de log K_{ow} kan worden afgeleid dat PCP voor een deel kan bioaccumuleren, afhankelijk van de pH van het medium, omdat PCP bij een hogere pH beter oplosbaar is in waterige milieus.

5 TOXICOLOGIE

5.1 Fenol

5.1.1 Toxicokinetiek

Fenol wordt gemakkelijk opgenomen in het lichaam inhalatoir, oraal of dermaal. Het wordt in het lichaam verdeeld door het bloed. De belangrijkste metabolieten zijn conjugaties met gluconzuur en sulfaten. De meeste fenolbindingen vinden plaats in het spijsverteringskanaal, de lever, longen en nieren. Bij orale blootstelling worden de darmen en lever direct bereikt, alwaar een grote bindingcapaciteit is. Door dit effect wordt de dermale blootstelling als het gevaarlijkst gezien. Fenol en zijn conjugaten verlaten het lichaam voornamelijk via de urine. Het wordt snel geconjugeerd en uitgescheiden. Onderzoek naar de dermale absorptie van fenol in de aanwezigheid van verschillende grondsoorten (Skowronski et al. 1994) toont aan dat de fenelopname door de huid wordt beïnvloed door de grondsoort. Zandgrond reduceert de opnamepiek met de helft en kleigrond met tweederde. Dit komt doordat fenol wordt gebonden aan de organische stof in de grond of aan de kleideeltjes zelf. Daardoor vermindert de biologische beschikbaarheid van fenol en dus de mogelijkheid om door de huid te dringen.

De hoeveelheid fenol die dermaal wordt opgenomen is vooral afhankelijk van het oppervlak van huidcontact. Maar ook de contacttijd en concentratie fenol tellen mee. Het oplossen van fenol in water verhoogt de opname door het lichaam.

5.1.2 Gezondheidseffecten

Over de blootstelling van mensen aan lage fenolconcentraties is veel bekend omdat fenol vroeger gebruikt werd als antiseptica en tegenwoordig voorkomt in medicijnen en verschillende consumentenproducten.

Effecten die optreden bij mensen bij een chronische blootstelling aan fenol zijn gastrointestinale effecten zoals misselijkheid en diarree. Verder worden extreem gewichtsverlies, hoofdpijn, duizeligheid, overmatige speekselvorming en donkere urine gemeld.

Bij hoge concentraties is fenol respiratoir irriterend bij inhalatoire blootstelling. In de literatuur zijn allerlei schades aan longen en bronchiën bekend. Onderzoek bij cavia's en konijnen toont acute lobulaire pneumonia, cardiovasculaire schade, neurologische effecten en hepatotoxicity aan. Bij proefdieren die werden blootgesteld aan 26 ppm fenol in lucht is ook hepatotoxicity aangetoond.

Bij lagere concentraties van fenol is er bij verschillende diersoorten geen respiratoir effect aangetoond. Bij een laboratoriummedewerker die 13,5 jaar lang fenol distilleerde en daarbij inhalatoir en dermaal in aanraking kwam met fenol zijn spierpijnen, levereffecten, donkere urine en gewichtsafname waargenomen. Bij bosbouwers die 6 maanden lang werkten met een houtbehandelingsmiddel dat fenol bevatte en daar inhalatoir en dermaal mee in aanraking kwamen zijn ook levereffecten waargenomen.

Bij hoge omgevingsblootstelling door een ongeluk of door drinkwaterbesmetting zijn er gastrointestinale effecten te verwachten. Na een treinongeluk waarbij fenol verschillende drinkwaterbronnen besmette zijn er mondproblemen, misselijkheid en diarree waargenomen bij mensen die werden blootgesteld aan 0,14-3,4 mg/kg/dag. Bij een orale dosis van 0,03 mg/kg/dag werd er geen effect gevonden.

Muizen die 28 dagen fenolbevattend drinkwater kregen vertoonden een afname in de rode bloedceltellingen. De LOAEL voor dit effect was 4,7 mg/l (geschat 1,8 mg/kg) (Hsieh et al 1992). Bij orale blootstelling wordt ook donkere urine, gewichtsafname en een toename van hoofdpijn gemeld.

Dermale blootstelling wordt gezien als de meest gevaarlijke vorm van blootstelling voor de mens, al wordt het ook gebruikt voor gezichtspeeling als medische behandeling. Er worden hartritme stoornissen gemeld bij gezichtspeeling met een geconcentreerde oplossing van fenol. Bij mensen die een geconcentreerde oplossing van fenol op de huid kregen bij een ongeluk (>5%) resulteerde dat in ontstekingen en necrose op de contactplaats. Ook hierbij zijn hartritme stoornissen gemeld. Er is geen relatie gevonden tussen hartritme stoornissen en de bloedconcentratie fenol.

Bij ratten die werden blootgesteld aan 107,1 mg/kg fenol zijn spiertrillingen, coördinatieproblemen, verlammingen en krampen vastgesteld.

5.2 Cresolen

5.2.1 Toxicokinetiek

Over de toxicokinetiek van cresolen is weinig bekend. Er zijn geen studies naar gedaan. Wel blijkt dat cresolen zeer goed door de huid worden opgenomen (Cason 1959; Green 1975). Alleen bij dierstudies is naar metabolisme van cresolen gekeken (Bray et al. 1950, Williams 1938). Cresolen in urine worden aangetroffen als zwavel en glucuronideconjugaten. In konijnen werd 60-72% van de toegediende dosis aangetroffen als ether glucuronide, 10-15% als sulfaat ether. Slechts 1-2% werd aangetroffen als ongeconjugueerd, vrij cresol.

5.2.2 Gezondheidseffecten

O-cresol en p-cresol zijn even toxisch, m-cresol is iets minder toxisch.

Bij inhalatoire blootstelling is o-cresol is respiratoir irriterend (Uzhdavini et al., 1972).

Ingestie van cresolen kan fataal zijn voor de mens. Er zijn verschillende gevallen bekend waarbij ingestie van cresolhoudende desinfectantia tot de dood heeft geleid. Een vrouw stierf 4 dagen na inname van 250 ml desinfectans (waarvan 50% cresolen). De doodsoorzaak was acute intravasculaire hemolyse, hetgeen leidde tot een multiële trombose en nierfalen. De letale dosis was ongeveer 2g/kg cresolen (Chan et al. 1971). Een vrouw die 500 a 750 ml van een geconcentreerd cresol mengsel dronk, stierf na 26 uur aan een hartstilstand (Labram and Gervais 1968).

Orale inname van cresolen kan ook leiden tot diffuse necrose van het bronchiaal epitheel (Labram and Gervais 1968). Veel voorkomende symptomen bij lage doses (4-120 ml desinfectans, met 25%-50% cresolen) zijn brandwonden aan mond en keel, buikpijn en braken (Isaacs 1922). Cresolen kunnen leiden tot methemoglobinemie en verlaagde glutathionlevels (Chan et al. 1971). De hematologische effecten van cresolen lijken veroorzaakt te worden door zowel het oxiderend effect op de celinhoud en een direct effect op het rode celmembraan (Chan et al., 1971). Bij mensen is na inname van cresolen leververvetting (cirrose) (Chan et al. 1971) en nierschade geconstateerd (Labram and Gervais 1968). Neurologische effecten zoals, coma, lethargie, verhoogde speekselproductie, stuip trekkingen, tremors en convulsies treden veelvuldig op bij mensen die oraal blootgesteld zijn aan cresolen (Chan et al. 1971, Labram and Gervais 1968, Isaacs (1922).

Ook dermale blootstelling kan fataal zijn voor de mens, de letale dosis bedraagt ongeveer 2 mg/kg (Green 1975, Cason 1959) P-cresol lijkt dermaal het meest toxisch te zijn. Net als orale inname kan dermale inname leiden tot methemoglobinevorming en hemolyse (Larcan et al. 1974). Cresolen werken zeer huidirriterend (corrosief) (Cason 1959; Green 1975). Neurologische effecten die optreden zijn coma en verlamming (Green 1975, Klinger and Norton 1945).

Wat betreft carcinogeniteit is er alleen een onderzoek bekend naar de huidtumor promotie door cresolen. O-cresol blijkt de meest potente, p-cresol het minst. De conclusie dat alle drie de isomeren in staat zijn door DMBA geïnduceerde tumoren te promoten lijkt te kloppen (Boutwell and Bosch 1959). Op basis hiervan heeft de EPA alle drie de isomeren geclassificeerd als 'cancer group C', mogelijk carcinogeen.

Effecten die geassocieerd worden met blootstelling aan cresolen in de mens zijn onder andere irritatie en verbranding van huid, ogen, mond en keel, buikpijn, braken, tachycardia, ventriculaire fibrillatie, lever en nierschade, verlamming van het gelaat, coma en de dood. Proefdierstudies hebben bewijs geleverd voor targetorgaan effecten op nier, lever en bloed. Effecten die wel gezien zijn in dierstudies maar niet in de mens zijn effecten op de ontwikkeling en tumorpromotie. Acute orale MRLs (Minimal Risk Levels) voor o-, m- en p-cresol zijn gebaseerd op het optreden van neurologische effecten in dieren. Voor deze drie isomeren wordt de acute MRL berekend op 0.05 mg/kg/dag. Deze wordt verkregen door een onzekerheidsfactor van 100 toe te passen, 10 voor extrapolatie van dier naar mens en 10 voor interhumane variabiliteit, op de NOAEL van 5 mg/kg/dag voor zwangere konijnen (BRRC 1988b).

De letale orale en dermale blootstellingsniveau voor mensen blijkt (uit de al dan niet opzettelijke inname van cresolen) op of boven 2 g/kg te liggen (Chan et al. 1971).

Dierstudies suggereren dat cresolen kunnen dienen als kankerpromotor (SRC 1992).

5.3 Chlorofenolen

5.3.1 Toxicokinetiek

De lagere chlorofenolen worden gemakkelijk door de huid opgenomen. Deze absorptie is groter voor het zout dan voor de betreffende moederstof. Geïngesteerde chlorofenolen worden ook gemakkelijk opgenomen in het maagdarmkanaal. Uit proefdierexperimenten blijken chlorofenolen voornamelijk te accumuleren in lever en nieren en in mindere mate in hersenen, spier- en vetweefsel. De meeste chlorofenolen worden snel geconjugeerd tot glucuronaten of sulfaten in de lever. Deze verbinding en dechlorinering en methylering dienen om de stof te detoxificeren. De enige bekende chlorofenol die na metabolisme toxischer wordt is 2,3,5,6-T₄CP, die leidt tot tetrachloro-p-hydrochinon. Deze chinon kan een covalente binding met DNA en eiwitten aangaan. Een enkele dosis chlorofenolen wordt binnen een tot enkele dagen uitgescheiden.

De mate van toxiciteit voor de chlorofenolen is in de meeste experimenten (bij orale of subcutane toediening), van het meest toxisch naar minder toxisch tetrachlorofenolen, monochlorofenolen, dichlorofenolen en trichlorofenolen. Bij intraperitoneale toediening is tetrachlorofenol 2 a 3 keer zo toxisch, terwijl de toxiciteiten van de overige drie typen ongeveer gelijk zijn. Deze variatie wordt waarschijnlijk veroorzaakt door verschil in absorptiesnelheid van de stoffen. Acute effecten kunnen worden toegeschreven aan de chlorofenol, en niet aan de microcontaminanten.

Technische tri- en tetrachlorofenolen bevatten (net als PCP) microcontaminanten zoals PCDDs en PCDFs die verantwoordelijk kunnen zijn voor de toxische effecten (sommige PCDDs en PCDFs zijn extreem toxisch), of die de toxische effecten van de chlorofenol maskeren.

5.3.2 Gezondheidseffecten

Blootstelling aan chlorofenolen kan leiden tot verhoogd levergewicht, oogirritatie, en hematologische, neurologische, immunologische en respiratoire effecten, dermatitis en chlooracne (waarschijnlijk veroorzaakt door PCDDs en PCDFs). Sommige chlorofenolen blijken promotors voor kanker te zijn (MCP, 2,4-DCP en 2,4,5-T₃CP), andere niet. De belangrijkste werking in acute toxiciteit van chlorofenolen is de ont koppeling van oxidatieve fosforylering en de inhibitie van het elektronentransportsysteem. Deze effecten zijn gerelateerd aan het aantal chloorgroepen en in mindere mate aan hun posities op het molecuul. Het chlorofenaat-ion is verantwoordelijk voor de ont koppelingsreactie, terwijl het niet-gedissocieerde molecuul convulsies veroorzaakt.

5.4 Pentachlorofenol

5.4.1 Toxicokinetiek

Pentachlorofenol wordt geabsorbeerd in het lichaam na inhalatie, orale en dermale blootstelling aan deze stof. De hoogste concentraties PCP worden aangetroffen in de lever, nieren en hersenen. Lagere concentraties worden ook wel aangetroffen in lichaamsvet. (Grimm et al. 1981). Een groot deel van de ingenomen dosis PCP wordt onveranderd uitgescheiden in urine. Dit wijst erop dat het lichaam niet goed in staat is om PCP te metaboliseren. Pentachlorofenol bindt goed aan plasma-eiwitten, dit speelt een belangrijke rol in de verdeling van PCP. Weefsel/plasma-ratio's en renale klaring zijn, na orale toediening van PCP, veel lager dan dat je op grond van octanol/water verdelingcoëfficiënt en glomerulaire filtratiesnelheid (Braun et al. 1977) zou verwachten. Dit zou verklaard kunnen worden door de binding van PCP aan plasma-eiwitten. Proteïnebinding kan ervoor zorgen dat er lagere concentraties naar de weefsels (oa lever en nieren) worden getransporteerd voor metabolisme en uitscheiding, dus dat de stof langer in het lichaam blijft. Het is waarschijnlijk dat de plasmabinding de toxiciteit van PCP vermindert, gebonden toxische stoffen kunnen immers niet diffunderen naar omliggende weefsels waar ze schade zouden kunnen berokkenen.

Pentachlorofenol is een nonpolare lipofiele stof. Het precieze absorptiemechanisme is niet bekend maar aangenomen kan worden dat het door zijn lipofiliteit gemakkelijk door celmembranen heen kan en geabsorbeerd kan worden in longen, maagdarmkanaal en de huid. (Clement int. 1994).

PCP komt voor in alle milieucompartimenten, omdat het veel gebruikt is als pesticide. Bovendien kunnen andere milieucontaminanten, zoals hexachlorobenzeen, pentachlorobenzeen en pentachloronitrobenzeen, afgebroken worden tot PCP. De bevolking kan blootgesteld worden aan

PCP door ingestie van verontreinigd drinkwater, voedsel en bodem, of door dermaal contact met gecontamineerde bodem of behandelde houtproducten.

De belangrijkste doelwitorganen voor PCP zijn nieren en lever. Ook het centrale zenuwstelsel (door acute blootstelling) en het immuunsysteem in mens en dier lijken aangetast te worden bij blootstelling aan PCP. Dit gebeurt meestal door de ontkoppeling van oxidatieve fosforilatie (centraal zenuwstelsel) of door in PCP aanwezige onzuiverheden zoals gechloreerde dibenzo-p-dioxines (effecten op het immuunsysteem). (Clement int. 1994)

Er bestaat voldoende bewijs uit dierexperimenteel onderzoek om te concluderen dat PCP carcinogeen kan zijn voor de mens, al bestaan er nog geen humane data waaruit dit blijkt. Dierstudies naar zowel technische als zuivere pentachlorofenol wijzen erop dat veel, maar niet alle, toxische effecten van PCP zijn toe te schrijven aan onzuiverheden hierin.

5.4.2 Gezondheidseffecten

PCP is sterk toxisch voor mens en dier, ongeacht de route, duur en frequentie van de blootstelling. PCP werkt ook irriterend voor mucosale weefsels van ogen, neus en keel. Andere acute effecten zijn zwellingen, huidbeschadigingen en verlies van haar. Blootstelling aan technisch PCP kan chlooracne veroorzaken. Studies wijzen uit dat dit veroorzaakt wordt door contaminanten in PCP, voornamelijk PCDDs. PCP zelf blijkt wel verantwoordelijk voor de onmiddellijke toxische effecten zoals irritatie en het ontkoppelen van oxidatieve fosforilatie, wat leidt tot een verhoogde temperatuur. Lever en nieren worden voornamelijk aangetast door de contaminanten in technisch PCP. Neurotoxische effecten worden waarschijnlijk ook veroorzaakt door de contaminanten, dit kan echter niet met zekerheid gesteld worden (WHO 1987).

6 BESPREKING VAN BUITENLANDSE NORMEN

In deze inleiding richten wij ons voornamelijk op de normen in Nederland. In Nederland wordt er veel tijd besteed aan het opstellen van bodemnormen.

Milieukwaliteitsnormen geven aan welke hoeveelheid, concentratie of intensiteit van een bepaalde schadelijke stof, organisme of fysisch verschijnsel in een milieucompartiment niet mag worden overschreden. Tevens vormen ze het referentiekader waaraan de overheid kan of moet toetsen of het brongerichte beleid voldoende effectief is. De normen kunnen wel of niet wettelijk zijn opgesteld (VROM,1999).

De streef- en de interventiewaarden zijn niet wettelijk vastgestelde normen. De streefwaarde is een waarde die aangeeft wanneer er sprake is van verwaarloosbare effecten op het milieu. De interventiewaarde is een waarde specifiek voor het (water)bodem compartiment. Hij geeft aan waarbij er sprake is van ernstige of dreigende ernstig vermindering van de eigenschappen van de bodem. Een MTR is een wetenschappelijk afgeleide waarde voor een stof, die aangeeft bij welke concentratie er geen negatief effect te verwachten is, of een kans van 10^{-6} op sterfte voorspeld kan worden. Een grenswaarde is een resultaatsverplichting en een richtwaarde is een inspanningsverplichting, een waarde waar rekening mee moet worden gehouden. De grens- en de richtwaarde zijn wel wettelijk vastgesteld.

De streefwaarde wordt gesteld op het niveau van verwaarloosbaar risico (vr) en is richtinggevend voor de uiteindelijk te bereiken milieukwaliteit. De vr ligt een factor 100 onder de MTR, hierdoor is een veiligheidsmarge ingesteld die rekening houdt met combinatietoxiciteit.

Voor de afleiding van de streefwaarden zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

bescherming van de ecologische functie: risico's voor ecosystemen moeten verwaarloosbaar zijn;
bescherming van functionele eigenschappen van het milieu; de gebruiksfuncties moeten volledig gewaarborgd zijn (VROM 1999).

De interventiewaarde is een norm voor bodem, waterbodem en grondwater, die hoger is dan het MTR en die het concentratieniveau aangeeft waarbij sprake is van ernstige of dreigende ernstige vermindering van de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor mens, plant en dier.

Voor de niet-wettelijke normen geldt een inspanningsverplichting, waarbij het MTR gezien moet worden als minimumkwaliteitsniveau. Het bereiken van de streefwaarde blijft richtinggevend op de lange termijn (VROM 1999).

Milieukwaliteitsdoelstellingen

Voor de bodem bestaan er onvoldoende ecotoxicologische en humaan-toxicologische gegevens om een effectgerichte norm wetenschappelijk goed te kunnen afleiden. Voorstellen kunnen indicatief op twee verschillende wijzen worden geformuleerd. Als eerste stap worden waarden afgeleid op basis van ecotoxicologische gegevens door toepassing van de MTR vastgesteld, door gebruik te maken van de meest gevoelige specie met de hoogste NOAEL waarbij er geen nadelige effecten optreden. De NOAEL is het best bruikbaar om een MTR af te leiden, maar als een NOAEL niet beschikbaar is, kan er een LOAEL voor minder ernstige effecten worden gebruikt met een onzekerheidsfactor (meestal 1,3 of 10) om te corrigeren voor de variabiliteit in mensen.

door toepassing van de partiticoefficient op het maximaal toelaatbare risiconiveau voor waterorganismen.

Als tweede stap worden deze waarden vergeleken met de beperkte humaan-toxicologische gegevens. Uit het maximaal toelaatbaar niveau kan een waarde voor het verwaarloosbaar risiconiveau worden afgeleid door te delen door de arbitrair gekozen factor van 100 (VROM 1999).

6.1 Fenol

6.1.1 Normering in Nederland

In Nederland is er voor fenol een normering opgesteld voor bodem en grondwater. De normering is opgesteld door het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM). Voor fenolen is er geen Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR), geen grenswaarde en richtwaarde opgesteld. Zowel voor de bodem als voor het grondwater is er een streef- en een interventiewaarde opgesteld. Voor de bodem bedragen deze milieukwaliteitsnormen respectievelijk 0,05 mg/kg droge stof en 40 mg/kg droge stof. Voor het grondwater bedraagt de streefwaarde 0,2 µg/liter en de interventiewaarde bedraagt 2000 µg/liter. De waarden omvatten de som voor fenol, en ortho-, meta-, en para-cresol volgens de Leidraad Bodembescherming.

Fenolen zijn volgens het International Agency for Research on Cancer (IARC) ingedeeld in klasse drie, wat inhoudt dat het tot de stoffen behoort die niet geclassificeerd kunnen worden omdat er

onvoldoende gegevens hiervoor zijn. Men gaat er dus van uit dat de stof niet kankerverwekkend is totdat het tegendeel wordt bewezen.

In Nederland staat fenol op de lijst van prioritaire stoffen. Dit zijn stoffen die binnen het Nationaal Milieubeleidsplan (NMP) 1 en 2 zijn uitgeroepen tot speerpunt van milieubeleid. Deze prioritaire stoffen komen voor in concentraties die het verwaarloosbaar risico voor de mens en/of het ecosysteem overschrijden. De lijst is in 1994 opgesteld en bevat inmiddels 50 stoffen. Door op deze manier meer aandacht aan deze stoffen te besteden, zijn de emissies sinds 1985 sterk verminderd.

Het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) heeft normen voor fenol en pentachlorofenol opgesteld. Aan de hand van de TDI en de TCA worden de interventiewaarden voor de bodem en grondwater vastgesteld.

De TDI voor fenol bedraagt 40 µg/kg lichaamsgewicht per dag en de TCA bedraagt 20 µg /m³. Voor de vaststelling van de TDI is men uitgegaan van de LOAEL van 53 mg/ kg lichaamsgewicht. De veiligheidsfactor voor de intra- en interspecies variabiliteit bedraagt 100, tevens wordt er nog een veiligheidsfactor van 3 toegepast om te corrigeren voor de beperkte beschikbare gegevens.

De humaan-toxicologische interventiewaarde moet worden vastgesteld op grond van de criteria voor humaan-toxicologische serieuze bodemverontreiniging. De humaan-toxicologische interventiewaarde is dan ook de concentratie van een stof in de bodem die in blootstelling gelijk is aan het MTR voor personen onder gestandaardiseerde omstandigheden (potentiële blootstelling). De potentiële blootstelling wordt berekend met behulp van het CSOIL model. Er is een standaard blootstellingsscenario beschreven die alle standaard omstandigheden omvat (VROM 1999).

6.1.2 Normering in de Verenigde Staten

De IARC heeft fenol geclassificeerd in groep 3; niet classificeerbaar als menselijk carcinogeen. De EPA heeft een RfD vastgesteld van 600 µg/ kg lichaamsgewicht per dag. Deze waarde is gebaseerd op ontwikkelingsstudies met ratten met een NOAEL van 60 mg/ kg. De gehanteerde veiligheidsfactoren bedragen in totaal 100 voor de inter- en intraspecies variabiliteit.

6.2 Cresolen

6.2.1 Normering in Nederland

De resultaten van toxiciteitonderzoek met herhaalde orale toediening van cresol, wijzen niet op significante toxiciteitverschillen tussen de drie isomeren. Voor ratten is de NOAEL 27 mg/ kg lichaamsgewicht per dag, voor muizen kan alleen worden geconcludeerd dat de NOAEL onder 66 mg/ kg lichaamsgewicht ligt.

Uit de resultaten van orale studies bij proefdieren wordt de conclusie getrokken dat voor subchronische orale toediening de NOAEL 50 mg/ kg lichaamsgewicht per dag bedraagt. Er wordt echter wel opgemerkt dat een op deze NOAEL gebaseerde risicoschatting inadequaat is, omdat er aanwijzingen zijn dat plaatselijke irritatie het kritische effect van cresoldamp is. Advieswaarden kunnen daarom niet worden afgeleid. De interventiewaarde bedraagt 5 mg/ kg droge stof en de streefwaarde bedraagt 0,05 mg/ kg droge stof. Voor het grondwater bedraagt de streefwaarde 0,2 µg/l en de interventiewaarde bedraagt 200 µg/l.

6.2.2 Normering in de Verenigde Staten

Blootstelling aan cresolen treden op middels lucht, water of voedsel. De algemene bevolking kan aan cresolen worden blootgesteld door het inademen van lucht, via drinkwater, ingestie voedsel en drank en dermaal contact. Bij gebrek aan adequate monitoring gegevens is het onmogelijk om kwantitatieve schattingen te maken van dagelijkse inname van cresolen uit deze bronnen.

Er is geen informatie aanwezig wat betreft de effecten van chronische blootstelling aan cresolen. Er is ook onvoldoende informatie om de carcinogene hazard van cresolen te schatten. Op basis van de resultaten van subchronische studies is er een NOAEL van 50 mg/ kg lichaamsgewicht per dag voor alle drie de cresolen geschat. Een onzekerheidsfactor van 300 is tot stand gekomen, een factor 10 voor de interspecies variatie, een factor 10 voor het gebrek aan chronische toxiciteit en mogelijke genotoxiciteit van cresolen en een factor 3 voor de intraspecies variatie gebaseerd op het snelle en

complete metabolisme. Als we de veiligheidsfactor van 300 dan toepassen, komen we tot een aanvaardbare dagelijkse inname (ADI) van 0,17 mg/ kg lichaamsgewicht per dag die voor cresolen kan worden geschat (WHO 1995).

6.3 Chlorofenolen

6.3.1 Normering in Nederland

Toxicologische gegevens zijn niet voor alle chlorofenolen in voldoende mate aanwezig om een wetenschappelijke advieswaarde te onderbouwen. Voor de mens zijn er alleen voor 2,4-dichlorofenol en pentachlorofenol voldoende gegevens om een toxicologisch maximaal aanvaardbare dagelijkse orale inname af te leiden. De 'maximaal aanvaardbare dagelijkse inname' is die hoeveelheid van een stof, uitgedrukt op basis van lichaamsgewicht, die gedurende het gehele leven dagelijks door de mens kan worden ingenomen zonder dat er schadelijke effecten voor de gezondheid van de mens te verwachten zijn. De afleiding van deze advieswaarden is gebaseerd op basis van langdurende, orale proefdierstudies.

Voor de beide chlorofenolen is deze waarde afgeleid door toepassing van een extrapolatiefactor van 100 op de dosis-zonder-effect, afgeleid uit dierproeven (RIVM 1990).

2,4-DCP bij orale blootstelling

Op basis van carcinogeniteitsonderzoek bij muizen en ratten is geconcludeerd dat er geen bewijs is voor carcinogeniteit. Uit onderzoeken blijkt ook dat er onvoldoende bewijs is om de stof als mutagen te beschouwen.

Op grond van semichronische en chronische toxiciteitstudies met meer dan 99 % zuiver 2,4-DCP is een dosis-zonder-effect vastgesteld van 120 mg /kg lichaamsgewicht per dag. In een reproductiestudie waarin jonge vrouwelijke ratten gedurende 10 weken voorafgaand aan de paring en gedurende de dracht werden blootgesteld aan meer dan 99 % zuiver 2,4-DCP in drinkwater, werd bij 3 mg/ kg lichaamsgewicht per dag geen effect op de reproductie gevonden. Bij verder onderzoek blijkt dat het immuunsysteem een gevoelige parameter is, in ieder geval als de blootstelling zowel pre- als postnataal plaatsvindt.

De effecten op het immuunsysteem worden toxicologisch gezien als relevant beschouwd; toch wordt de advieswaarde afgeleid van de dosis-zonder-effect. Extrapolatie van deze waarde naar een voor de mens bij levenslange blootstelling aanvaardbare dagelijkse inname, gebruikmakend van een veiligheidsfactor 100, resulteert in een advieswaarde van 0,003 mg/ kg lichaamsgewicht per dag. Voor een volwassene met een lichaamsgewicht van 60 kg komt dit overeen met een dagelijkse inname van 0,18 mg 2,4-DCP per dag (RIVM, 1990).

Terrestrisch milieu

Gezien de beperkte hoeveelheid gegevens wordt bij de afleiding van toxicologische advieswaarden voor het terrestrische milieu, op basis van 'single species' laboratoriumtoetsen, alleen gebruik gemaakt van een methode vergelijkbaar met die van de EPA voor het aquatische milieu. De uitkomsten van deze methode worden beschouwd als indicatief voor toelaatbare concentraties. De in deze methode gebruikte LC50 en NOEC-waarden zijn alle omgerekende waarden geldend voor een standaardbodem met 10 % organisch materiaal. De streefwaarde voor chlorofenolen bedraagt 0,01 mg/kg droge stof en de interventiewaarde bedraagt 10 mg/kg droge stof, dit volgens de hernieuwde wet Bodembescherming.

Overige chlorofenolen

Voor een aantal overige chlorofenolen zijn alleen LC50-waarden beschikbaar voor regenwormen en / of planten. Extrapolatie van de laagste LC50-waarden resulteert in concentraties van 0,04 tot 0,72 mg/ kg drooggewicht, afhankelijk van de invoerwaarde en de gebruikte extrapolatiefactor. In tegenstelling tot de resultaten van toetsen in water laten die van toetsen in de grond geen uitgesproken trend zien van toenemende toxiciteit met toenemende chloreringsgraad, zelfs niet in identieke toetsen. Een mogelijke verklaring hiervoor is de verschillende wijze van toediening van de stoffen en de beschikbaarheid. Een verdere verklaring is de ongelijkheid van de verschillende gegevens voor de verschillende stoffen. Om deze redenen wordt het niet reëel geacht om voor elke stof een apart MTR aan te geven, noch om voor alle individuele stoffen binnen een groep van isomeren eenzelfde MTR te schatten. Indicatief voor het MTR van individuele chlorofenolen in een standaardbodem met 10 % organisch materiaal wordt een traject aangegeven van 0,1 tot 1 mg/ kg droge stof (RIVM 1990).

Opmerkingen basisdocument

De commissie van de Gezondheidsraad, die het basisdocument van het RIVM heeft bekeken, is van mening dat er niet alleen voor PCP en voor 2,4-dichlorofenol, maar ook voor 2,4,6-trichlorofenol een advieswaarde kan worden afgeleid. Hiervoor zou men uit moeten gaan van de gegevens van een reproductieonderzoek bij ratten (pre- en postnataal blootgesteld). Na toepassing van 100 als veiligheidsfactor, resulteert dit in een advieswaarde van 0,003 mg/ kg lichaamsgewicht per dag. De commissie is het eens met de keuze van 100 als veiligheidsfactor. De extrapolatie van proefdier naar mens moet twee stappen omvatten. Eerst moet er een correctie plaatsvinden voor het verschil in grootte tussen proefdier en mens en vervolgens moet men corrigeren voor de intra- en interspeciesvariantie; dat wil zeggen de verschillen in gevoeligheid binnen een soort en tussen soorten. Een veiligheidsfactor dient bovendien te compenseren voor onzekerheden in de vaststelling van het geen-nadelig-effect niveau en voor het verschil in lichaamsgrootte. Ook dient het te corrigeren voor de mogelijkheid dat het gekozen effect niet het gevoeligste effect is (Gezondheidsraad 1992, RIVM 2000).

6.3.2 Normering in de Verenigde Staten

Informatie over ambiante niveaus van chlorofenolen in bodem zijn beperkt. Gegevens over de niveaus van chlorofenolen in het milieu zijn niet beschikbaar.

De algemene populatie wordt dagelijks aan 0,0833 µg/ kg blootgesteld. De TDI varieert tussen 10 µg/ kg en 200 µg/ kg lichaamsgewicht per dag afhankelijk van de soort chlorofenol.

Bij lage concentraties veroorzaken chlorofenolen al ongewenste organoleptische verschijnselen. Contaminatie van het milieu en drinkwater met chlorofenolen boven de drempel is daarom ook onacceptabel.

6.4 Pentachlorofenol

6.4.1 Normering in Nederland

Uit carcinogeniteitsonderzoek voor orale blootstelling is gebleken dat er onvoldoende bewijs is voor de carcinogeniteit van PCP in proefdieren. Ook genotoxiciteitsonderzoek heeft onvoldoende bewijs geleverd om PCP als mutagene stof te beschouwen. De TDI voor pentachlorofenol bedraagt 3 µg /kg lichaamsgewicht per dag. Een TCA voor pentachlorofenol is er niet, omdat er voor vaststelling hiervan onvoldoende gegevens beschikbaar zijn.

Bij het beoordelen van de toxiciteit van PCP moet onderscheid gemaakt worden tussen 'zuiver' en 'technisch' PCP. Uit vergelijkende studies blijkt dat blootstelling aan relatief lage doseringen van 'technisch'-PCP leidt tot effecten die niet optreden bij blootstelling aan vergelijkbare doseringen van 'zuiver'-PCP, of die bij blootstelling aan de zuivere stof pas optreden bij aanzienlijk hogere doseringen. Alle PCP-formuleringen met een totaal gehalte aan PCDD's en PCDF's beneden de 30 ppm worden als zuiver PCP beschouwd (RIVM 1990).

'zuiver' PCP

Op grond van semi-chronische en chronische toxiciteitsstudies is een dosis-zonder-effect vastgesteld van 3 mg/ kg lichaamsgewicht per dag. Extrapolatie van deze waarde naar een voor de mens aanvaardbare inname bij een levenslange blootstelling, gebruikmakend van een veiligheidsfactor van 100, resulteert in een advieswaarde van 0,03 mg/ kg lichaamsgewicht per dag. Voor een volwassene met een lichaamsgewicht van 60 kg komt dit overeen met een dagelijkse inname van 1,8 mg PCP per dag.

'technisch' PCP

In semi-chronische studies werden bij doseringen beneden de 10 mg/ kg lichaamsgewicht per dag al effecten gevonden zoals verhoogde lever- en niergewichten, histo(patho)logische veranderingen in lever en nieren, immuunsuppressie en biochemische effecten. In een reproductiestudie waarin ratten werden blootgesteld via drinkwater, werd bij alle doseringen groter dan 0,25 mg/ kg lichaamsgewicht per dag immuunsuppressie waargenomen bij nakomelingen die zowel pre- als postnataal waren blootgesteld. Er kan dus geen advieswaarde worden afgeleid, mede gezien de variabele samenstelling van technische mengsels en de grote verschillen in toxiciteit van een aantal onzuiverheden.

Op basis van zeer beperkte gegevens is het niet mogelijk advieswaarden af te leiden voor inhalatoire blootstelling (RIVM 1990).

De streefwaarde voor PCP in de bodem bedraagt 0,002 mg/kg droge stof, de interventiewaarde bedraagt 5 mg/kg droge stof. De vermelde streefwaarde voor PCP geeft het vr-niveau aan. Bij toetsen van de kwaliteit wordt gebruik gemaakt van de streefwaarde voor de som van de chlorofenolen van 0,01 mg/kg droge stof.

De streefwaarde voor PCP in het grondwater is in opgeloste vorm 0,04 µg/l en de interventiewaarde bedraagt 3 µg/l (WHO 1978).

Voor PCP zijn zowel LC50 waarden als een beperkt aantal NOEC-waarden beschikbaar voor microbiële processen, planten en regenwormen. Extrapolatie van de laagste LC50 en NOEC-waarden resulteert in concentraties van respectievelijk 0,08 en 0,16 mg/ kg droge stof. Omdat voor het afleiden van de advieswaarde de voorkeur gegeven wordt aan het gebruik van de NOEC-waarden voor sublethale parameters, wordt de laatstgenoemde concentratie 0,2 mg/ kg drooggewicht voorgesteld als 'maximaal toelaatbaar risiconiveau' (MTR) voor PCP in en standaardbodem met 10 % organisch materiaal (RIVM 1990).

6.4.2 Normering in de Verenigde Staten

Volgens de IARC en de WHO is pentachlorofenol ingedeeld in groep 2B, wat inhoudt dat het mogelijk carcinogeen is voor de mens. EPA heeft aan PCP een orale referentiedosis (RfD) toegekend van 0,03 mg/ kg per dag met een onzekerheidsfactor van 100 gebaseerd op lever- en nierpathologie in ratten. Het MTR volgens ATSDR bedraagt 0,005 mg/ kg per dag gebaseerd op experimenten met ratten. Een MTR is specifiek voor een route (inhalatie of oraal) en duur (acuut, gemiddeld of chronisch) van de blootstelling. Met behulp van een MTR kan de RfD worden berekend. Om een MTR af te leiden wordt gebruik gemaakt van het meest gevoelige menselijke gezondheidseffect van een vooraf vastgestelde blootstellingsroute en duur. Om een NOAEL en een LOAEL te vergelijken moeten alle inhalatoire blootstellingsniveaus aangepast worden aan een 24-uurs blootstelling en alle wisselende blootstellingen voor inhalatie en orale routes van gemiddelden en chronische duur moeten worden aangepast aan een continue blootstelling. Hierna wordt de MTR vastgesteld door gebruik te maken van de meest gevoelige specie met de hoogste NOAEL waarbij er geen nadelige effecten optreden. De NOAEL is het best bruikbaar om een MTR af te leiden, maar als een NOAEL niet beschikbaar is, kan er een LOAEL voor minder ernstige effecten worden gebruikt met een onzekerheidsfactor (meestal 1,3 of 10) om te corrigeren voor de variabiliteit in mensen (WHO 1987, RIVM 2000).

6.5 Normen in Duitsland

In Duitsland ligt er momenteel een voorstel klaar voor de norm van fenol. De grenswaarden die hierbij genoemd worden zijn 50 mg/kg droge stof voor een speelterrein en voor een woongebied eveneens 50 mg/kg droge stof. De norm voor een woongebied ligt even hoog als voor een speelplaats omdat men verwacht dat er bij fenol een grote inname is via de bodemlucht en deze zou de huizen binnendringen.

Totdat het voorstel is uitgewerkt worden alle fenolen aan de norm voor pentachlorofenol (PCP) gerelateerd. De bestemmingstypen voor de bodem variëren in Duitsland. Er zijn worden er vier bestemmingstypen gehanteerd:

speelterrein	50 mg/kg droge stof
woongebied	100 mg/kg droge stof
recreatie	250 mg/kg droge stof
industrie	250 mg/kg droge stof

De normen voor recreatie en industrie zijn gelijk, omdat de tijdsduur van verblijf verschilt. Dit wil zeggen dat je op een industrie gebied vaak acht uren per dag aanwezig bent en voor recreatie veel korter ergens verblijft en niet elke dag.

Als een van deze waarden overschreden wordt, is er nader onderzoek noodzakelijk aan de hand waarvan wordt besloten of sanering noodzakelijk is. Deze normoverschrijdende waarde wordt trigger value genoemd.

Voor grondwater is de norm 20 µg/l en heeft betrekking op de ontstaansplek van het grondwater.

De norm voor PCP is aan de hand van een humaan-toxicologisch onderzoek vastgesteld. Hierbij is gekeken naar de werking van PCP in het lichaam en naar het kankerrisico dat PCP met zich meebrengt. Er wordt uitgegaan van 3 mogelijke blootstellingsroutes, namelijk oraal, dermaal en inhalatoir. Bij deze routes wordt uitgegaan van een 'worst case' scenario. Bij dit scenario wordt vervolgens gekeken naar de laagste waarde waarbij negatieve effecten optreden (LOAEL). Met behulp van deze waarde wordt een norm voor de bodem vastgesteld.

In 1993 is de Umweltbundesamt geadviseerd om een 'Orientierungswert' van 36 µg/ kg lichaamsgewicht per dag voor lange termijn blootstelling aan fenol. De waarde is afgeleid van een LOAEL van 36 mg/ kg lichaamsgewicht per dag voor niereffecten in ratten met een veiligheidsfactor van 1000. De veiligheidsfactor bestaat uit 10 voor de interspeciesvariabiliteit, 10 voor de intraspecie variabiliteit en 10 voor de onzekerheid wat betreft kennis.

Voor pentachlorofenol is ook in 1993 advies uitgebracht voor de 30 µg/ kg lichaamsgewicht per dag voor lange termijn blootstelling. Deze waarde is gebaseerd op een NOAEL van 3 mg/ kg lichaamsgewicht per dag voor foeto-, hepato-, en nefrotoxische effecten met een onzekerheidsfactor van 100, bestaande uit 10 voor de intra- en 10 voor de interspeciesvariabiliteit (RIVM 2000).

7 CONCLUSIE EN AANBEVELINGEN

In de tabellen op bijlage 4 staan de normen in de verschillende landen weergegeven voor fenol, cresolen, chlorofenolen en pentachlorofenol.

Als we deze gegevens vergelijken zien we allereerst een enorm verschil in de grootte van de veiligheidsfactoren. In alledrie de landen is een factor 10 gehanteerd voor de interspecievariabiliteit en een factor 10 voor de intraspecie variabiliteit. Het RIVM hanteert een factor 3 voor de compensatie van de beperkte gegevens, terwijl Duitsland hiervoor een factor 10 hanteert.

Het is moeilijk om een advies te geven voor de opstelling van een norm voor fenolen in België. Gezien de vele soorten stoffen die onder de verzamelnaam fenolen vallen, is het noodzakelijk om deze groepen apart te normeren in tegenstelling tot wat Duitsland heeft gedaan. De meest schadelijke soort fenol is pentachlorofenol en hiervoor zal de normering het strengst moeten zijn, omdat het carcinogeen is bevonden voor de mens. Voor de andere fenolsoorten, zoals cresolen, fenol en chlorofenolen, kunnen de normen iets soepeler zijn. Deze stoffen zijn niet carcinogeen voor de mens bevonden volgens de classificering van IARC. Nader onderzoek is noodzakelijk voor onder andere de nitrofenolen.

Verder wordt aangeraden om voor niet-carcinogene stoffen rekening te houden met de mogelijke achtergrondblootstelling, omdat men in dit geval kijkt naar de totaal toelaatbare dosis. Voor carcinogenen dient geen rekening gehouden te worden met de achtergrondblootstelling omdat men hier het extra-kankerrisico beschouwt dat veroorzaakt wordt door bodemverontreiniging. Dit is bij de normeringen in Nederland, Duitsland en de Verenigde Staten niet gedaan, hetgeen tot andere normeringen kan leiden.

Ons advies is om met behulp van de verzamelde fysicochemische parameters een modellering uit te voeren met behulp van een blootstellingsmodel zoals HESP of C-SOIL. Er moet wel rekening worden gehouden met het feit dat de Vlaamse standaardbodem (kleigehalte 10 % en organisch materiaal 2 %) anders is opgebouwd dan de Nederlandse standaardbodem (organisch materiaal 10 %). De uitkomsten van het blootstellingsmodel kunnen dan worden vergeleken met de normen in Nederland, Duitsland en de Verenigde Staten.

Met behulp van de in dit rapport verzamelde gegevens kan een begin worden gemaakt met de modellering in HESP. Naar alle waarschijnlijkheid zijn de gegevens compleet om de berekening goed uit te kunnen voeren. Mochten er nog parameters ontbreken dan kan men ook gebruik maken van de voorgeprogrammeerde standaardgegevens in HESP.

De verzamelde gegevens zijn voornamelijk afkomstig van de WHO en het RIVM en zijn dus zeer betrouwbaar.

REFERENTIES

Artiola-Fortuny J, Fuller WH. 1982. Adsorption of some monohydroxybenzene derivatives by soils. *Soil Sci* 133:18-26.

Bocken H, Lavrysen L. 'Milieubescherming', ISBN 90 - 5334 - 044 - 0, Kluwer editorial, Diegem (1992) en aanvullingen (2000) .

Boyd SA. 1982. Adsorption of substituted phenols by soil. *Soil Science* 134:337-343.

Braun WH, Young JD, Blau GE, et al. 1977. The pharmacokinetics and metabolism of pentachlorophenol in rats. *Toxicol Appl Pharmacol* 41:395-406.

Cataldo DA, Bean RM, Fellow RJ. 1987. Uptake and fate of phenol aniline and quinoline in terrestrial plants. In: Gray RH, et al., ed. *Health and Environmental*

Clement International Corporation. Toxicological profile for pentachlorofenol. Voor: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. department of health and human services; mei 1994

Dobbins DC, Pfaender FK. 1988. Methodology for assessing respiration and cellular incorporation of radiolabeled substrates by soil microbialcommunities. *Microb Ecol* 15: 257-273.

Ehrlich GG, Goelitz DF, Godsy EM, et al. 1982. Degradation of phenolic contaminants in ground water by anaerobic bacteria: St. Louis Park, MN. *Ground Water* 20:703-710.

Fiege H, Bayer AG. 1987. Cresols and xlenols. In: Ullmans Encyclopedi of Industrial Chemistry. Leverkusen, Federal Republic of Germany.

Freitag D, Geyer H, Kraus A, et al. 1982. Ecotoxicological profileanalysis: VII. Screening chemicals for their environmental behavior by comparative evaluation. *Ecotoxicology and Environ Safety* 60: 60-81.

Gezondheidsraad (1992). Chlorofenolen, toetsing van basisdocument.

Gezondheidsraad (1996). Phenol, health based occupational exposure limit. Den Haag.

Gezondheidsraad (1998). Cresols, health based occupational exposure limit. Den Haag.

Grimm HG, Schellman B, Schaller KH, et al. 1981. [Pentachlorophenol concentrations in tissues and bodyfluids of normal persons.] *Zentrabl Bakteriell Mikrobiol Hyg [B]* 174:77-90 (German).

Henri constante's : Dohnal V.,Fenclova D., Air-water partitioning and aqueous solubility of phenols, *J. Chem. Eng.*, (1995).

HSDB. 1997. Hazardous Substances Data Bank. National Library of Medicine, National Toxicology Information Program, Bethesda, MD.Isotherms, energetics, and polarity. *Environ Sci Technol* 28:466-473.

Koch R, Nagel M. 1988. Quantitative structure activity relationships in soil ecotoxicology. *Sci Total Environ* 77(2-3):269-276.

Lee RF, Ryan C. 1979. Microbial degradation of organochlorine compounds in estuarine waters and sediments. In: *Proceedings Workshop: Microb Degradation Pollut Mar Environ*, 1978. Washington, DC: U.S. EPA, Office of Research and Development. EPA 600/9-79-012.

Luh MD, Baker RA. 1970. Organic sorption from aqueous solution by two clays. *Proceedings of the 25th Industrial Waste Conference, Purdue University, Eng Bull Ext Series*. 25:534-542.

Makovskaya V. ,Dean J.R.,Tomlinson W.R., Comber M.,Octanol-water partition coefficients of substituted phenols and their correlation with molecular descriptors, *Analytica Chimica Acta* 315 (1995) 193-200.

Morrison R.T.,Boyd R.N., *Organic Chemistry*,Allyn and Bacon, Inc. (1980) 788.

Namkoong W, Loehr RC, Malina JF Jr. 1988. Kinetics of phenolic compounds removal in soil. Hazard Waste Hazard Mater 5(4):321-328.

Research on Complex Organic Mixtures. Conf-851027, NTIS 631-641.

Rubin HE, Alexander M. 1983. Effect of nutrients on the rates of mineralization of trace concentrations of phenol and p-nitrophenol. Environ Sci Technol 17:104-107.

Sabljić A. 1987. [The prediction of fish bioconcentration factors of organic pollutants from the molecular connectivity model.] Z Gesamte Hyg Ihre Grenzgeb 33:493-496 (Yugoslavic).

Sciences International, inc. 1998. Toxicology profile for Phenol.

Skowronski GA, Kadry AM, 1994. Soil decreases the dermal penetration of phenol in the male pig in vitro. J. Tox. and Environmental Health, 41: 467-479.

Slooff W, et al. RIVM (1990). Basisdocument chlorofenolen.

Southworth GR, Keller JL. 1986. Hydrophobic sorption of polar organics by low organic carbon soils. Water Air Soil Pollut 28(3-4):239-248.

Swann RL, Laskowski DA, McCall PJ, et al. 1983. A rapid method for the estimation of the environmental parameters octanol/water partition coefficient, soil sorption constant, water to air ratio, and water solubility. Res Rev 85:17-28.

Syracuse Research Corporation. Toxicological profile for cresols: o-cresol, p-cresol, m-cresol. Voor: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service; Juli 1992.

Thurman EM. 1985. Organic geochemistry of natural waters. Boston, MA: Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, 143-146.

VMM, "Milieugevaarlijke stoffen", Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, (1999a).

VROM (1999). Stoffen en normen, overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. Alphen aan de Rijn.

World Health Organization, IPCS (1987). Pentachlorophenol, Environmental Health Criteria 71. Geneve.

World Health Organization, IPCS (1989). Chlorophenols other than pentachlorophenol, Environmental Health Criteria 93. Geneve.

World Health Organization, IPCS (1994). Phenol, Environmental Health Criteria 161. Geneve.

World Health Organization, IPCS (1995). Cresols, Environmental Health Criteria 168. Geneve.

World Health Organization, UNEP (1994). Phenol, health and safety guide. Geneve.

Xing B, McGill WB, Dudas MJ. 1994. Sorption of phenol by selected polymers.

Yasuhara A. 1987. Identification of volatile compounds in poultry manure by gas chromatography-mass spectrometry. J Chromatogr 387:371-378.

BIJLAGE 1: SECTORALE LOZINGSNORMEN

Wat betreft sectorale lozingsvoorwaarden zijn er lozingsnormen opgenomen voor fenolen in Vlare II bijlage 5.3.2.9:

- cokesfabrieken:
Fenolen $\leq 1,0$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater
Fenolen $\leq 750,0$ mg/l voor lozing in riolering
de emissiegrenswaarden gelden voor een specifiek referentievolumen van het effluent van $0,60 \text{ m}^3$ per ton geproduceerde cokes.
- voor de glassector :
 - a) Fabricatie en gebruik van hol glas:
Fenolen $\leq 0,40$ mg/l
 - b) fabricatie en gebruik van plat glas
Fenolen $\leq 0,040$ mg/l
 - c) fabricatie van glasderivaten zoals glaswol, kogels, vezels...
Fenolen $\leq 0,040$ mg/l
- lak, verf, drukinkten en pigmenten:
Fenolen $\leq 1,0$ mg/l
- leer- en witlooiërijen, pelterij- en bontwerfabrieken:
Fenolen $\leq 3,0$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater
Fenolen $\leq 250,0$ mg/l voor lozing in riolering
- pentachloorfenol:
Onder pentachloorfenol wordt verstaan 2,3,4,5,6-pentachloor-1-hydroxybenzeen en haar zouten
pentachloorfenol $\leq 2,0$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater
maandgemiddelde pentachloorfenol $\leq 25,0$ g/ton capaciteit voor lozing op oppervlaktewater
pentachloorfenol $\leq 3,0$ mg/l voor lozing in riolering
maandgemiddelde pentachloorfenol $\leq 25,0$ g/ton capaciteit voor lozing in riolering
de emissiegrenswaarden gelden voor een specifiek referentievolumen van het effluent van 25 m^3 per ton productie- of gebruikscapaciteit.
- Petrochemie en de daarvan afgeleide organische chemie:
Fenolen $\leq 3,0$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater
Fenolen en derivaten $\leq 250,0$ mg/l voor lozing in riolering
- Petroleumraffinaderijen en secundaire productie-eenheden
 - a) Basisraffinaderijen
Fenolen $\leq 0,50$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater
 - b) complexe raffinaderijen
Fenolen $\leq 1,0$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater en in riolering
 - c) Secundaire productie-eenheden
Fenolen $\leq 1,0$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater en in riolering
De emissiegrenswaarden onder a) gelden voor een specifiek referentievolumen van het effluent van $0,5 \text{ m}^3$ per ton ruwe olie verwerkt in de raffinaderij. De emissiegrenswaarden onder b) gelden voor een specifiek referentievolumen van het effluent van $0,5 \text{ m}^3$ per ton ruwe olie verwerkt in de raffinaderij verhoogd met $0,1 \text{ m}^3$ per ton voor elke bijkomende bewerking met een maximum van $1,2 \text{ m}^3$.
- Reinigen van wagens en schepen welke vloeibare producten transporteren
Fenolen $\leq 1,0$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater
Fenolen $\leq 200,0$ mg/l voor lozing in riolering
De emissiegrenswaarden gelden voor een specifiek referentievolumen van het effluent van $2,5 \text{ m}^3$ per reiniging van een tankinhoud van 10 m^3
- Stortplaatsen:
Fenolen $\leq 1,0$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater
- Textiel:
Fenolen $\leq 3,0$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater
Fenolen en derivaten $\leq 30,0$ mg/l voor lozing in riolering
De emissiegrenswaarden gelden voor een specifiek referentievolumen van het effluent van 80 m^3 per behandeld product.
- Reinigen van vaten
Fenolen $\leq 0,50$ mg/l voor lozing op oppervlaktewater
Fenolen en derivaten $\leq 1,0$ mg/l voor lozing in riolering

De emissiegrenswaarden gelden voor een specifiek referentievolume van het effluent van 0,012 m³ per gereinigd vat

- Vloeibare producten (opslag)

Fenolen \leq 1,0 mg/l voor lozing op oppervlaktewater

Fenolen \leq 200,0 mg/l voor lozing in riolering

De emissiegrenswaarden gelden voor een specifiek referentievolume van het effluent van 35 m³ per jaar voor een opslagcapaciteit van 100 m³

Voormelde sectorale lozingsvoorwaarden sluiten niet uit dat men in de lozingsvergunning strengere voorwaarden oplegt.

Verder is in de bepalingen voor het jaaremissieverslag Vlarem II bijlage 4.1.8 opgenomen dat voor lozingen op het water dat sommige fenolen bepaald moeten worden. Bij overschrijding van volgende drempelwaarden is melding verplicht:

Fenol	40 µg/l of 40 kg/jaar
2-amino-4-chloorfenol	0,1 µg/l of 0,5 kg/jaar
4-chloor-3-methylfenol	0,1 µg/l of 0,5 kg/jaar
2-chloorfenol	0,1 µg/l of 0,5 kg/jaar
3-chloorfenol	0,1 µg/l of 0,5 kg/jaar
4-chloorfenol	0,1 µg/l of 0,5 kg/jaar
2,4-dichloorfenol	10 µg/l of 10 kg/jaar
trichloorfenolen	1 µg/l of 1 kg/jaar

BIJLAGE 2: CERCLA-PRIORITEITENLIJST

CERCLA-prioriteitenlijst US-EPA : inventaris specifiek voor bodem opgesteld op basis van vastgestelde bodemverontreiniging in de verschillende Staten.

1,1,3,3-tetramethyl-4-butylfenol
2-methoxy-4-propenylfenol
2-methylfenol (o-cresol)
butylfenol
butylhydroxyanisol
dodecylfenol
pentachloorfenol
4-chloor-cresol
nonylfenol
4-nonylfenol
4,4'-isopropylideendifenol (bisfenol A)
monochloorfenolen (2-chloorfenol, 3-chloorfenol, 4-chloorfenol)
dichloorfenolen (2,3-dichloorfenol, 2,4-dichloorfenol)
trichloorfenolen (2,3,4-trichloorfenol, 2,3,5-trichloorfenol, 2,3,6-trichloorfenol, 2,4,5-trichloorfenol, 2,4,6-trichloorfenol, 3,4,5-trichloorfenol)
2-amino-4-chloorfenol
2-benzyl-4-chloorfenol
4-chloor-3-methylfenol

BIJLAGE 3: FYSICOCHEMISCHE PARAMETERS

Tabel van de fysicochemische parameters van behandelde fenolen:

	Formule	Molmassa	Oplosbaarheid	Dampdruk	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Henri- constante
Fenol	C ₆ H ₆ O	94,11	67 g/l	0,357 mm Hg	1,46	1,21- 1,96	3,36 kPa (25 C)
Ortho-cresol	C ₇ H ₈ O	108,14	25,95 g/l (25°C)	0,31 mm Hg (25°C)	1,95	1,03	9,8 kPa (25 C)
Meta-cresol	C ₇ H ₈ O	108,14	22,70 g/l (25°C)	0,143 mm Hg(25°C)	1,96	1,54	4,7 kPa (25 C)
Para-cresol	C ₇ H ₈ O	108,14	21,52 g/l (25°C)	0,13 mm Hg(25°C)	1,94	1,69	4,4 kPa (25 C)
2- Chlorofenol	C ₆ H ₅ ClO	128,56	2,8g/100g (25 C)	2,53 mm Hg	2,15		1,12*10 ⁻⁵ atm-m ³ /mol
3- Chlorofenol	C ₆ H ₅ ClO	128,56	2,6g/100g (25 C)	0,1252 mm Hg	2,50		3,45*10 ⁻⁷ atm-m ³ /mol
4- Chlorofenol	C ₆ H ₅ ClO	128,56	2,7g/100g (25 C)	0,089 mm Hg	2,41		6,27*10 ⁻⁷ atm-m ³ /mol
2,4- dichlorofenol	C ₆ H ₄ Cl ₂ O	163,00	4500 mg/L ⁹	0,1155 mm Hg	3,17		5,51*10 ⁻⁶ atm-m ³ /mol
3,5- dichlorofenol	C ₆ H ₄ Cl ₂ O	163,00	5380 mg/L ⁹	0,00842 mm Hg	3,48		2,44*10 ⁻⁷ atm-m ³ /mol
2,3- dichlorofenol	C ₆ H ₄ Cl ₂ O	163,00	3600 mg/L ⁹	0,058 mm Hg	2,84		3,08*10 ⁻⁷ atm-m ³ /mol
2,6- dichlorofenol	C ₆ H ₄ Cl ₂ O	163,00	1900 mg/L ⁹	0,033 mm Hg	2,57		2,67*10 ⁻⁶ atm-m ³ /mol
2,4,5- trichlorofenol	C ₆ H ₃ Cl ₃ O	197,45	1200 mg/L ⁹	0,0075 mm Hg	3,83		1,62*10 ⁻⁶ atm-m ³ /mol
Pentachloro- fenol	C ₆ HCl ₅ O	266,4	2 g/l (20°C, pH 7)	2*10 ⁻⁶ kPa (20°C)	3,32 (pH 7,2)	4,5	34*10 ⁻⁶ atm-m ³ /mol

BIJLAGE 4: OVERZICHT NORMEN

fenol

	RIVM	EPA	Duitsland
Basis	Proefdieren	Proefdieren	Proefdieren
TDI/ RfD	40µg/ kg lichaamsgewicht per dag	600 µg/ kg lichaamsgewicht per dag	
LOAEL	53 mg/ kg lichaamsgewicht	60 mg/ kg lichaamsgewicht (NOAEL)	36 mg/kg lichaamsgewicht
Veiligheidsfactor	300	100	1000
Streefwaarde	0,05 mg/ kg droge stof		
Interventiewaarde	40 mg/ kg droge stof		
Grenswaarde			50 mg/ kg droge stof

cresol

	RIVM	EPA	Duitsland
Basis	Proefdieren	Proefdieren	Proefdieren
TDI/ RfD		0,17 µg/ kg lichaamsgewicht per dag	
LOAEL	50 mg/ kg lichaamsgewicht	50 mg/ kg lichaamsgewicht (NOAEL)	
Veiligheidsfactor	100	300	100
Streefwaarde	0,05 mg/ kg droge stof		
Interventiewaarde	5 mg/ kg droge stof		
Grenswaarde			50 mg/ kg droge stof

chloorfenol

	RIVM	EPA	Duitsland
Basis	Proefdieren	Proefdieren	Proefdieren
TDI/ RfD	0,003 µg/ kg lichaamsgewicht per dag	10-200 µg/ kg lichaamsgewicht per dag	
LOAEL	120 mg/ kg lichaamsgewicht		
Veiligheidsfactor	100		100
Streefwaarde	0,01 mg/ kg droge stof		
Interventiewaarde	10 mg/ kg droge stof		
Grenswaarde			50 mg/ kg droge stof

Pentaclorofenol

	RIVM	EPA	Duitsland
Basis	Proefdieren	Proefdieren	Proefdieren
TDI/ RfD	0,03 µg/ kg lichaamsgewicht per dag	0,03 µg/ kg lichaamsgewicht per dag	30 µg/kg lichaamsgewicht
LOAEL	0,2mg/ kg lichaamsgewicht	0,005 mg/ kg lichaamsgewicht (NOAEL)	30 mg/kg lichaamsgewicht
Veiligheidsfactor	100	100	100
Streefwaarde	0,002 mg/ kg droge stof		
Interventiewaarde	5 mg/ kg droge stof		
Grenswaarde			50 mg/ kg droge stof



InCompany **Milieuadvies**

faculteit Natuurwetenschappen
Open Universiteit Nederland
Postbus 2960
6401 DL Heerlen, NL
tel. 045-5762877
nw.sec@ou.nl
www.ou.nl/nw



OpenUniversiteitNederland